

INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DINÂMICA DOS OCEANOS E DA TERRA

MICHEL ARTHUR FARIA VICENTE

CARACTERIZAÇÃO DA PRESENÇA E DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS
EM PRAIAS DO LITORAL LESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO



NITERÓI
2018

MICHEL ARTHUR FARIA VICENTE

**CARACTERIZAÇÃO DA PRESENÇA E DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS
EM PRAIAS DO LITORAL LESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO**

Tese apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Dinâmicas dos
Oceanos e da Terra da Universidade
Federal Fluminense, requisito parcial
para obtenção do título de Doutor.
Área de concentração: Geociências.

Orientador: Prof. Dr. José Antonio Baptista Neto

NITERÓI

2018

Ficha catalográfica automática - SDC/BIG

V632c Vicente, Michel Arthur Faria
Caracterização da presença e distribuição de
microplásticos em praias do litoral leste do Estado do Rio de
Janeiro / Michel Arthur Faria Vicente ; José Antonio Baptista
Neto, orientador. Niterói, 2018.
133 f.

Tese (doutorado)-Universidade Federal Fluminense, Niterói,
2018.

1. Microplástico. 2. Poluição ambiental. 3. Praia. 4.
Morfodinâmica. 5. Produção intelectual. I. Título II.
Baptista Neto, José Antonio, orientador. III. Universidade
Federal Fluminense. Instituto de Geociências.

CDD -

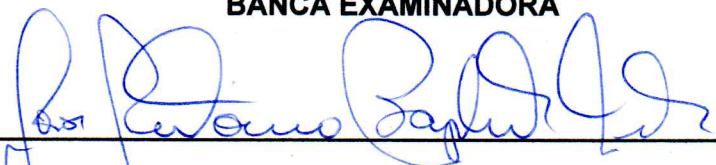
MICHEL ARTHUR FARIA VICENTE

**CARACTERIZAÇÃO DA PRESENÇA E DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS
EM PRAIAS DO LITORAL LESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Dinâmicas dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense, requisito parcial para obtenção do título de Doutor. Área de concentração: Biogeoquímica.

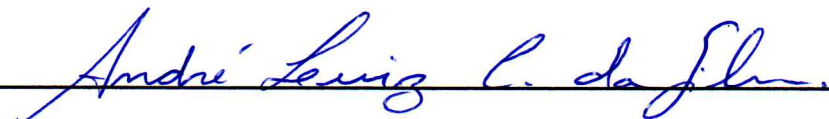
Aprovado em:

BANCA EXAMINADORA



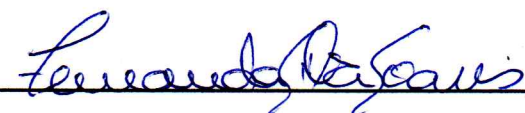
Professor Dr. José Antonio Baptista Neto – Orientador

Departamento de Geologia, Universidade Federal Fluminense – LAGEMAR / UFF



Professor Dr. André Luiz Carvalho da Silva

Departamento de Geografia – Faculdade de Formação de Professores,
Universidade do Estado do Rio de Janeiro – FFP / UERJ



Professora Drª. Fernanda Silva Soares

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro - IFRJ



Professor Dr. Guilherme Borges Fernandez

Departamento de Geografia, Universidade Federal Fluminense – LAGEF / UFF



Professora Drª. Valquiria Maria de Carvalho Aguiar

Departamento de Geologia, Universidade Federal Fluminense – LAGEMAR / UFF

**NITERÓI
2018**

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a minha família: minha filha Maitê, minha esposa Priscilla e aos meus pais, Miguel e Maria. Sem vocês nada disso seria possível!

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus, por ter me dado energia e tranquilidade necessárias para concluir mais uma etapa da minha vida. Sem essa força seria impossível vencer os momentos de dificuldades e angústias por que passa todo doutorando. Também agradeço infinitamente aos meus pais, Miguel e Maria, por todas as orações e palavras de conforto nos momentos de desânimo, além daqueles incentivos que só os pais sabem dar. Meu eterno obrigado por tudo. Amo vocês demais!

A minha amada esposa Priscilla e ao meu maior tesouro: minha filha Maitê. Meu muito obrigado por serem minha inspiração e meu porto seguro. Pelo apoio incondicional que me deram durante os muitos trabalhos de campo realizados ao longo dessa jornada. Pelo suporte durante as madrugadas em que fiquei em claro nas leituras e escritas. Vocês são meu tudo!

Ao meu querido orientador José Antonio Baptista Neto por todo o suporte necessário para a realização desta pesquisa. E mais que isso, meu muito obrigado pelo exemplo de profissional e pessoa que é. Zé, tenha certeza que amadureci demais com seus conselhos pessoais e profissionais. Serei eternamente grato a você!

Ao meu grande amigo e irmão Gustavo Melo que, apesar da distância física, esteve sempre pronto para me auxiliar nas discussões do trabalho. Muito obrigado por ter me confrontado em minhas posições. Obrigado por estar sempre disponível para me ajudar não só durante a tese, mas durante as minhas muitas questões sobre a vida.

Ao meu amigo e irmão Davi Henrique, a quem acompanho desde o ensino médio quando eu era seu professor. Muito obrigado pelo exemplo de superação que é. Obrigado por todo o suporte na realização dos trabalhos de campo e processamento das amostras desta tese. Sinto-me muito orgulhoso em ter acompanhado a sua trajetória e ter você como amigo e colega de profissão.

Aos professores André, Fernanda, Guilherme e Valquíria, por terem aceitado fazer parte da banca avaliadora deste trabalho. Muito obrigado por toda a contribuição de vocês.

Aos queridos amigos do Maringá, por estarem do meu lado em todos os momentos. Obrigado Daiana, Gabi, Diego e todos os outros queridos funcionários. Um agradecimento especial ao amigo Felipe Oliveira, que sempre me encorajou durante os momentos de desânimo.

Aos amigos do Irene Meirelles e do Paulo Freire. Muito obrigado pelos momentos de descontração que fizeram essa jornada um pouco mais leve. Obrigado George, Nivaldino, Frederico, Salvadora, Rafael, Robson, Luciano, Izabel, Gilmara e todos os demais profissionais dessas instituições.

Agradeço também aos colegas da pós-graduação. Ao grande amigo Allan Sandes, ao Rodrigo, a Paula, a Sabrina, ao Graciano, ao Diego, a Luciana, a Priscila e a todos os outros que estiveram por perto nesta caminhada.

Ao Programa de Pós-Graduação em Dinâmicas dos Oceanos e da Terra, a todos os funcionários e professores com os quais tive o prazer de conviver durante os últimos anos. Sou extremamente grato a todos esses excepcionais profissionais envolvidos na manutenção do elevado nível de qualidade acadêmica deste importante Programa de Pós-Graduação em nosso país.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior CAPES, pelo suporte financeiro que foi viabilizado durante parte desta pesquisa.

A todos aqueles que deram alguma contribuição a esta pesquisa, mas não foram citados. Tenham certeza que guardo na memória a ajuda de cada um.

Muito obrigado!

RESUMO

VICENTE, MAF. **Caracterização da presença e distribuição de microplásticos em praias do litoral leste do Estado do Rio de Janeiro.** Tese (Doutorado). Departamento de Geologia, Universidade Federal Fluminense, Niterói. 2018.

A utilização dos plásticos tem trazido grandes benefícios para a sociedade. Seu uso é generalizado na indústria, no consumo, na medicina entre outras áreas. Entretanto o uso crescente associado ao descarte inapropriado tem contribuído para o seu acúmulo no meio ambiente, sobretudo nos ambientes marinhos onde tendem a se acumular. Destacam-se nesse contexto os microplásticos, que são partículas menores que 5 mm. Essas partículas apresentam grande risco ao ambiente marinho por sua grande capacidade de persistência e dispersão, além de sua grande afinidade com uma diversidade de poluentes. Ademais, são graves os impactos que os microplásticos exercem sobre a biota em seus diferentes níveis tróficos. Destacam-se entre os ambientes marinhos mais impactados as praias arenosas, locais entre os mais favoráveis para a acumulação desses detritos. Esta pesquisa teve o objetivo de avaliar a influência dos fatores ambientais e antrópicos na distribuição de microplásticos em praias com diferentes características morfodinâmicas no litoral leste do Estado do Rio de Janeiro, identificando como esses fatores contribuem com a distribuição de microplásticos nas praias. Foram realizadas coletas de microplásticos em fevereiro (verão) e agosto (inverno) de 2017 em três regiões do perfil de praia (SLZ - zona supralitoral, HTL - linha de maré alta e ITZ - zona inter marés) ao longo de 24 estações que vão desde o município de Búzios até o município de Macaé – RJ. As partículas foram analisadas quanto a sua forma, cor e grau de degradação. Essas informações foram associadas às condições do vento e das ondas em cada praia, bem como às características morfodinâmicas dos segmentos litorais analisados e seu grau de ocupação. No trecho compreendido entre os municípios de Rio das Ostras e Búzios houve uma tendência de aumento da quantidade da microplásticos ao sul do rio São João. Neste mesmo segmento houve a formação de um gradiente de microplásticos da ITZ em direção a HTL e SLZ, com predomínio de isopores nestas zonas. A desembocadura do rio e as atividades antrópicas nesta área podem ter contribuído com as maiores concentrações. No município de Macaé houve uma tendência de aumento das concentrações em direção ao norte, principalmente ao norte da desembocadura do rio Macaé. Neste segmento, as atividades humanas não parecem ser determinantes da distribuição dos microplásticos. Os resultados indicam que essa distribuição entre o verão e o inverno pode ser controlada principalmente pelas correntes e pelo vento. Também foi verificada a formação de um gradiente de microplásticos nos diferentes setores das praias.

Palavras-chave: Microplásticos, praias, poluição marinha, Rio de Janeiro

ABSTRACT

VICENTE, MAF. **Characterization and microplastics distribution on beaches of eastern coast of Rio de Janeiro State.** Tese (Doutorado). Departamento de Geologia, Universidade Federal Fluminense, Niterói. 2018.

Plastics utilization has brought great benefits to society. Its use is widespread in industry, consumption, medicine and other areas. However, the increasing use associated with an inappropriate disposal has contributed to its accumulation in the environment, especially in marine environments where they tend to accumulate. In this context, microplastics stand out. These particles lower than 5 mm presents great risks to marine environment. Its has a big persistence and dispersion capacity, besides great affinity with many pollutants. In addition, it is very serious the microplastics effect on biota in its different trophic levels. One of the most impacted environments are the sandy beaches. The present study investigated the occurrence and distribution of microplastics in beaches of eastern coast of Rio de Janeiro State and its relationship between morphodynamics characteristics of this Brazilian littoral segment. The survey was performed in February and August 2017 in three beach zones: intertidal zone, high tide line and supralittoral zone at 24 stations between Búzios and Macaé – RJ. Particles were analyzed for their shape, color and its degree degradation. These results are correlated with data on winds, waves in each beach, besides the morphodynamics characteristics and adjacent area occupation. In the segment between Búzios and Rio das Ostras was verified an increase tendency in microplastics concentration towards south from São João river mouth. There was also a microplastic gradient between different beach zones. Fibres and fragments occurred mainly in intertidal zone and high tide line. Styrofoam occurred especially in supralittoral zone. The river and anthropics activities in this area may have contributed to the microplastics distribution. In Macaé littoral segment there were a microplastics concentrations increased tendency towards north, especially from the Macaé river mouth. In this segment the anthropics activities do not appear to have been determinants in these concentrations. The results indicated that the distribution may have been controlled by currents and winds. A microplastics gradient was also verified between beaches zone.

Keywords: Microplastics, beach zones, marine pollution, Rio de Janeiro.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1	Área de realização da pesquisa.	19
Figura 2.1	Formas de entrada de microplásticos em ambientes marinhos.	31
Figura 2.2	Fluxo de microplásticos na cadeia trófica marinha. Fonte: Adaptado de Ivar do Sul <i>et al.</i> , 2014.	39
Figura 2.3	Terminologia da praia e zona submarina adjacente. Fonte: Adaptado de Muehe (2001).	43
Figura 2.4	Parâmetros e comportamento das ondas.	46
Figura 2.5	Refração e difração de ondas.	47
Figura 2.6	Ação do fluxo e refluxo das ondas e direção da corrente.	48
Figura 2.7	Direção das ondas e das correntes de retorno.	48
Figura 2.8	Condições e tipos de marés.	49
Figura 2.9	Características dos diversos estágios praias (Calliari <i>et al.</i> , 2003).	51
Figura 2.10	Dimensões dos plásticos (Adaptado de Galgani <i>et al.</i> , 2013).	53
Figura 2.11	Padrão de amostragem e extração de microplásticos em areias de praia. (Adaptado de Besley <i>et al.</i> , 2017)	57
Figura 3.1	Área de estudo do primeiro artigo da Tese.	76
Figura 3.2	Esquema demonstrando locais de amostragem em uma extremidade de arco praias.	78
Figura 3.3	Percentual de MPs por forma, cor e grau de degradação.	82
Figura 3.4	Exemplos de microplásticos encontrados nas praias do litoral compreendido entre Búzios e Rio das Ostras – RJ.	83
Figura 3.5	Análise de agrupamento entre as estações a partir do método de ligação de Ward.	84
Figura 3.6	Gráfico <i>biplot</i> obtido por meio da análise de componentes principais realizada sobre a matriz de correlação das variáveis.	87
Figura 3.7	Variação das concentrações de microplásticos na HTL em função das condições morfodinâmicas e do uso e ocupação do solo da área adjacente.	88
Figura 4.1	Área de estudo com as estações de amostragem (segundo artigo).	109
Figura 4.2	Variação da quantidade de itens microplásticos por Kg de areia seca ao longo das praias (HTL) do município de Macaé (Rio de Janeiro, Brasil) entre o verão e o inverno.	113
Figura 4.3	Percentual de microplásticos por zona da praia – litoral de Macaé.	114
Figura 4.4	Cores dos microplásticos em diferentes períodos do ano.	115
Figura 4.5	Forma dos microplásticos em diferentes períodos do ano.	115
Figura 4.6	Forma dos microplásticos em cada zona de praia em diferentes períodos do ano.	116
Figura 4.7	Exemplos de microplásticos encontrados no litoral de Macaé.	116
Figura 4.8	Rosa-dos-ventos para o litoral de Macaé – RJ entre o verão (parte superior) e o inverno (parte inferior). As rosas-dos-ventos à esquerda correspondem às condições do vento nos dias de amostragem e aquelas à direita apresentam informações consolidadas do mês.	117
Figura 4.9	Distribuição da frequência dos ventos no verão e no inverno.	118
Figura 4.10	Rosa direcional das ondas em cada um dos períodos amostrados.	119
Figura 4.11	Altura, período, direção das ondas, velocidade e direção da corrente subsuperficial em ambos os períodos amostrados.	120
Figura 4.12	Gráfico <i>biplot</i> variáveis versus estações (segundo artigo)	123

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1	Pigmentos e corantes empregados na coloração de plásticos.	41
Tabela 2.2	Comparação entre dimensões de microplásticos adotadas em diferentes trabalhos pelo mundo.	55
Tabela 3.1	Comparação das concentrações de microplásticos em diferentes praias pelo mundo.	89

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1	Localização das estações de amostragem (primeiro artigo).	101
Anexo 2	Número médio de microplásticos por Kg de areia seca e o respectivo desvio padrão (primeiro artigo).	101
Anexo 3	Quantidade de microplásticos, forma, cor, grau de degradação, altura das ondas e velocidade do vento, além da morfologia praial e características de ocupação da área adjacente em cada uma das estações amostradas na HTL (primeiro artigo).	102
Anexo 4	Autovalores da matriz de correlação obtidos na análise de componentes principais (A) e (B) Autovetores das variáveis respostas dentro dos componentes principais (primeiro artigo).	102
Anexo 5	Matriz de correlação e nível de significância entre as variáveis analisadas (primeiro artigo).	103
Anexo 6	ANOVA entre as estações amostradas (primeiro artigo).	104
Anexo 7	ANOVA entre condições morfodinâmicas (primeiro artigo).	104
Anexo 8	ANOVA entre ocupação da área adjacente às praias (primeiro artigo).	104
Anexo 9	ANOVA entre o grau de degradação (primeiro artigo).	105
Anexo 10	ANOVA entre as formas dos microplásticos (primeiro artigo).	105
Anexo 11	ANOVA entre cores dos microplásticos (primeiro artigo).	105
Anexo 12	Coordenadas dos pontos de amostragem (segundo artigo).	130
Anexo 13	Quantidade de itens microplásticos por zona da praia e estação de amostragem (segundo artigo).	132
Anexo 14	Autovetores e autovalores para a análise de componentes principais realizada utilizando a matriz de correlação considerando as médias entre as estações (inverno e verão) para as variáveis calculadas em cada praia.	132
Anexo 15	Análise de correlação pelo método não paramétrico de Kendall para as médias das variáveis entre as estações calculadas em cada praia.	133
Anexo 16	Comparações para as variáveis estudadas entre as estações (verão e inverno) utilizando o teste não paramétrico para dados pareados de postos assinalados de Wilcoxon.	133

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ASAS	Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul
DDT	Dicloro-Difenil-Tricloroetano
DHN	Diretoria de Hidrografia e Navegação
ENE	Lés-nordeste
HPA	Hidrocarboneto poliaromático
HTL	(High Tide Line) Linha de maré alta
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
ITZ	(Inter-tidal Zone) Zona intermaré
MP	Microplásticos
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
PBDE	Éter difenílico polibromado
PCB	Bifenilpoliclorado
PET	Tereftalato de polietileno
POP	Poluentes orgânicos persistentes
PVC	Cloreto de polivinilo
S	Sul
SE	Sudeste
SLZ	(Supralittoral Zone) Zona supralitoral
SSO	Sul-suldoeste
UV	Ultravioleta

SUMÁRIO

1	Introdução	17
1.1	Apresentação e justificativas	17
1.2	Estrutura da Tese	19
1.3	Objetivos da pesquisa	20
1.3.1	<i>Objetivo geral</i>	20
1.3.2	<i>Objetivos específicos</i>	21
1.4	Referências do capítulo	21
2	Fundamentação teórica	24
2.1	Microplásticos em ambientes marinhos	24
2.1.1	<i>Características gerais dos microplásticos</i>	24
2.1.2	<i>Tipos de microplásticos</i>	26
2.1.3	<i>Principais fontes de microplásticos</i>	28
2.1.4	<i>Alguns métodos de amostragem</i>	32
2.1.5	<i>Comportamento dos microplásticos em ambientes marinhos</i>	33
2.1.6	<i>Principais impactos causados pelos microplásticos</i>	37
2.2	Morfologia praial	41
2.2.1	<i>As praias</i>	42
2.2.2	<i>Processos costeiros</i>	44
2.2.3	<i>Classificação morfodinâmica de praias</i>	49
2.3	Aspectos metodológicos da amostragem e extração de microplásticos	52
2.3.1	<i>A diversidade de definições e métodos de amostragem</i>	52
2.3.2	<i>A diversidade nos métodos de extração</i>	56
2.3.3	<i>A escolha da estratégia de amostragem e extração</i>	56
2.4	Referências do capítulo	57
3	Ocorrência e distribuição de microplásticos ao longo de praias com diferentes condições morfodinâmicas no leste do Estado do Rio de Janeiro	72
3.1	Introdução	72
3.2	Materiais e métodos	74
3.2.1	<i>Área de estudo</i>	74
3.2.2	<i>Coleta e preparação das amostras</i>	77
3.2.3	<i>Separação e contagem dos microplásticos</i>	78
3.2.4	<i>Variáveis ambientais e antrópicas</i>	79
3.2.5	<i>Tratamento estatístico</i>	79
3.3	Resultados	80
3.4	Discussão	83
3.5	Conclusões	89
3.6	Referências do capítulo	90
3.7	Material suplementar	101
4	Ocorrência e distribuição de microplásticos em praias da “Capital Brasileira do Petróleo”: Macaé, Rio de Janeiro, Brasil	106
4.1	Introdução	106
4.2	Materiais e métodos	108
4.2.1	<i>Área de estudo</i>	108

4.2.2	<i>Coleta e preparação das amostras</i>	110
4.2.3	<i>Separação e contagem dos microplásticos</i>	111
4.2.4	<i>Variáveis ambientais e antrópicas</i>	112
4.2.5	<i>Tratamento estatístico</i>	112
4.3	Resultados	113
4.4	Discussão	121
4.5	Conclusões	126
4.6	Referências do capítulo	127
4.7	Material suplementar	132
	Considerações Finais	134
	Principais contribuições do trabalho	134
	Perspectivas de trabalhos futuros	134

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO

1.1 – Apresentação e justificativas

O meio ambiente vem sofrendo com o aumento da entrada de resíduos que, quando não tratados e descartados de maneira inadequada, geram inúmeros efeitos indesejáveis. Essas entradas de resíduos muitas vezes estão associadas à entrada de uma série de poluentes. A poluição é caracterizada tanto pela introdução de substâncias nocivas aos seres vivos como pela alteração das condições ambientais naturais. Seja substância natural ou artificial o fato é que concentrações superiores às encontradas naturalmente impactam negativamente os ecossistemas. Dentre os vários tipos de poluentes produzidos alguns se destacam por serem encontrados em ambientes marinhos, a saber: fertilizantes, agrotóxicos, óleos, metais, poluentes orgânicos persistentes (POPs), toxinas produzidas por organismos e, principalmente, o plástico (Islam e Tanaka, 2004).

Os plásticos são materiais constituídos por polímeros sintéticos que tem como principal matéria-prima os hidrocarbonetos. Produzidos pelo processo químico conhecido como polimerização, esses materiais caracterizam-se por serem facilmente moldados através do calor e da pressão. O primeiro desenvolvimento desse material data do século XIX. Entretanto, foi a partir do século XX que sua produção passou a crescer de forma exponencial. Devido ao seu baixo custo e suas diversas propriedades úteis, como durabilidade, resistência, isolamento elétrico, entre outras, seu uso tornou-se generalizado e sua produção mundial tem crescido a cada ano (Derraik 2002; Andrady e Neal 2009; Plastic Europe 2015).

O plástico tornou-se um poluente de presença universal em ambientes marinhos, sendo reconhecido como uma ameaça global a biodiversidade (Moore, 2008). São centenas de espécies marinhas afetadas por plásticos, algumas por emaranhamento, outras pela ingestão desses materiais. Outro problema está relacionado ao transporte de espécies exóticas por esses resíduos flutuantes, que podem causar grandes modificações em outros habitats. Os plásticos no mar possuem uma ampla distribuição espacial (Ryan *et al.*, 2009). Em uma escala mais global esses detritos se acumulam ao longo dos grandes giros oceânicos (Moore *et al.*, 2001; Martinez *et al.*, 2009), devido principalmente a ação das correntes. Entretanto, plásticos com menores densidades podem ter comportamento diferente

e serem transportados para direções diversas das direções das correntes, influenciados pela ação do vento (Ryan, 2015). Localmente outros fatores também exercem influência na distribuição desses detritos. A ação das ondas, a flutuabilidade do material e a morfologia costeira interferem no comportamento do transporte dos plásticos (Martinez *et al.*, 2009; Isobe *et al.*, 2014).

Uma categoria de plástico vem chamando bastante atenção da comunidade científica: os microplásticos. Definido por muitos pesquisadores como um fragmento plástico menor que 5 mm, os microplásticos têm sido estudados em vários ambientes. Em rios, estuários, oceanos e praias esse poluente tem gerado muitos impactos, tanto à biota como às atividades econômicas (Andrady, 2011; Sadri e Thompson 2014; Fok e Cheung, 2015; Zhao *et al.*, 2015; Ballent *et al.*, 2016; Kunz *et al.* 2016; Moreira *et al.* 2016; Retama *et al.*, 2016; Fok *et al.*, 2017; Besley *et al.*, 2017). Nas praias a preocupação é maior devido ao uso humano intenso desses ambientes. Apesar do número de estudos ter aumentado nas últimas décadas, muitos deles têm focado em impactos à biota e na distribuição espacial dos microplásticos. A medida na qual os mecanismos de transporte influenciam na distribuição e dinâmica desses poluentes, tanto no mar como em ambientes costeiros, ainda é mal compreendida (Ryan *et al.*, 2009). Sem ampliar o entendimento de como as variáveis ambientais afetam a sua dispersão, a capacidade de resolução deste problema fica diminuída. Existe uma necessidade extrema de compreender os mecanismos e as condições ambientais que vão favorecer esta distribuição.

Diante deste cenário, surgiu a necessidade de iniciar uma investigação em busca de respostas em relação a algumas questões previamente levantadas. Desta forma foram escolhidas as praias do litoral leste do Estado do Rio de Janeiro, localizadas entre municípios de Búzios (Região dos Lagos) e Macaé (Norte Fluminense), conforme mostra a figura 1.1. As praias desse segmento do litoral têm grande importância para a economia do Estado. Muitas delas têm relevância para o turismo e recreação, outras para o transporte marítimo e pesca, além da existência de praias em áreas de proteção ambiental. O acúmulo de microplásticos nessas praias, além de trazer inúmeras perdas ambientais, ainda pode representar prejuízos econômicos e de saúde pública. A escolha deste segmento do litoral para a realização da presente pesquisa, além dos fatores supracitados, levou em

consideração a existência de praias com diferentes condições morfodinâmicas, áreas submetidas à influência de rios importantes e diversidade de densidade populacional nas áreas adjacentes às praias. As premissas levantadas por esta investigação se estruturaram nas seguintes vias: (i) existência de diferenças nas concentrações de microplásticos entre praias com condições morfodinâmicas distintas; (ii) a influência dos rios na quantidade de microplásticos nas praias mais próximas; (iii) influência dos usos das praias na distribuição dos microplásticos.



Figura 1.1 - Área de realização da pesquisa.

1.2 – Estrutura da Tese

Esta Tese está estruturada em quatro capítulos que visam aprofundar o entendimento sobre a dinâmica dos microplásticos em praias do referido litoral. Este primeiro capítulo faz uma introdução geral ao tema, apresentando as principais motivações que justificaram a realização da pesquisa. Também são expostos os pressupostos que nortearam o desenvolvimento do trabalho, além dos objetivos gerais e específicos.

O segundo capítulo faz a fundamentação teórica da pesquisa. É fornecido um panorama mais amplo dos microplásticos nos ambientes marinhos. São apresentadas as principais características deste poluente, seus tipos e suas fontes. São indicadas algumas das metodologias de amostragem de microplásticos e destacados os seus principais comportamentos no mar, além dos impactos causados ao meio ambiente. Para ampliar o conhecimento sobre as praias, o capítulo também aborda as principais características desses ambientes. Sua forma e seus processos são apresentados de modo a subsidiar a leitura dos capítulos seguintes. Os processos costeiros atuantes (ondas, correntes e marés) são discutidos visando explicar suas influências na transformação das praias. Logo em seguida é exibida uma das principais classificações da morfodinâmica praial. O final do capítulo é destinado à discussão da questão metodológica que envolve a amostragem e a extração de microplásticos em praias. A grande diversidade metodológica dessas etapas motivou a escrita deste item do capítulo segundo, que busca apresentar o que há de essencial e comum na maioria das metodologias já desenvolvidas.

O terceiro capítulo é um artigo a ser submetido a uma revista especializada. Neste artigo é discutida a distribuição de microplástico em praias com diferentes condições morfodinâmicas no litoral leste do Estado do Rio de Janeiro. O quarto capítulo também é um artigo. Entretanto, seu foco está em discutir a variação microplástica em praias com diferentes usos, bem como suas diferenças entre o verão e o inverno. Por fim, encontram-se as considerações finais sobre a Tese.

1.3 – Objetivos da pesquisa

1.3.1 – Objetivo geral

Dimensionar e caracterizar a presença e distribuição de microplásticos em praias do litoral oriental do Estado do Rio de Janeiro.

1.3.2 - Objetivos específicos

De modo a alcançar o objetivo geral, foram necessários os seguintes objetivos específicos:

- Descrever a distribuição e as características dos microplásticos em praias com diferentes características morfodinâmicas;
- Descrever a distribuição e as características dos microplásticos em regiões diferentes ao longo de um perfil de praia;
- Avaliar a influência dos fatores ambientais na distribuição de microplásticos em praias com diferentes características morfodinâmicas;
- Descrever a distribuição e as características dos microplásticos em praias com diferentes graus de uso;
- Avaliar como os fatores ambientais contribuem com a distribuição de microplásticos nas praias entre o verão e o inverno.

1.4 – Referências do capítulo

Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1596–1605.

Andrady, A.L., Neal, M.A., 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1977–1984.

Ballent, A., Corcoran, P. L., Madden, O., Helm, P. A., Longstaffe, F. J., 2016. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin* 110, 383–395.

Besley, A., Vijver, M. G., Behrens, P., Bosker, T., 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin* 114, 77–83.

Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44, 842–852.

Fok, L., Cheung, P.K., 2015. Hong Kong at the Pearl River Estuary: a hotspot of microplastic pollution. *Mar. Pollut. Bull.* 99, 112-118.

Fok, L., Cheung, P. K., Tang, G., Li, W. C., 2017. Size distribution of stranded small plastic debris on the coast of Guangdong, South China. *Environmental Pollution* 220, 407-412.

Islam, M. S., Tanaka, M., 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 48, 624-649.

Isobe, A., Kubo, K., Tamura, Y., Kako, S., Nakashima, E., Fujii, N., 2014. Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* 89, 324–330.

Kunz, A., Walther, B. A., Löwemark, L., Lee, Y., 2016. Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 111, 126–135.

Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K., Taillandier, V., 2009. Floating marine debris surface drift: convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1347–1355.

Moore, C.J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research* 108, 131–139.

Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K., Weisberg, S.B., 2001. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 42, 1297–1300.

Moreira, F. T., Balthazar-Silva, D., Barbosa, L., Turra, A., 2016. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. *Environmental Pollution* 218, 313-321.

PlasticsEurope, 2015. Plastics – The Facts 2014/2015. p. 34.

Retama, I., Jonathan, M.P., Shruti, V.C., Velumani, S., Sarkar, S.K., Roy, P. D., Rodríguez-Espinosa, P.F., 2016. Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 113, 530–535.

Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A., Moloney, C.L., 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1999–2012.

Ryan, P.G., 2015. Does size and buoyancy affect the long-distance transport of floating debris? *Environ. Res. Lett.* 10, 84019.

Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A., Moloney, C.L., 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1999–2012.

Sadri, S.S., Thompson, R.C., 2014. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Mar. Pollut. Bull.* 81, 55–60.

Zhao, S., Zhu, L., Li, D., 2015. Microplastic in three urban estuaries, China. *Environ. Pollut.* 206, 597–604.

CAPÍTULO 2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo tem o objetivo de fazer a fundamentação teórica desta pesquisa. Para isto ele foi subdividido em três seções. A primeira faz uma breve revisão sobre os microplásticos em ambientes marinhos. São apresentadas informações sobre a composição e os tipos dos principais microplásticos presentes nesses ambientes, bem como as suas possíveis fontes e modos de transporte. Também são destacadas algumas tendências espaciais e temporais de distribuição desse poluente, além dos seus impactos. A segunda seção aborda a morfologia praial, além de destacar os principais processos costeiros que atuam no litoral. Em seguida é apontada a classificação morfodinâmica de praias utilizada na pesquisa. A terceira seção discute a diversidade metodológica envolvida a amostragem e extração de microplásticos.

2.1- Microplásticos em ambientes marinhos

2.1.1 – Características gerais dos microplásticos

Os plásticos são polímeros orgânicos sintéticos derivados da polimerização de monômeros extraídos de óleo ou gás (Derraik, 2002; Rios *et al.*, 2007; Thompson *et al.*, 2009b). O primeiro plástico moderno foi produzido em 1907. Desde então o produto passou por uma série de modernizações. Essa otimização permitiu um aumento expressivo da produção, além da melhora no peso, durabilidade e resistência do material (PlasticsEurope, 2010). Essas características dos plásticos levaram a sua utilização para inesgotáveis aplicações (Andrady, 2011). Foi então, a partir da década de 1940, que a produção começou a ser realizada em grande escala. Essa produção em massa aumentou rapidamente a quantidade do plástico fabricado. Em 2009 a produção global alcançou 230 milhões de toneladas (PlasticsEurope, 2010), o que representou cerca de 8% da produção global de petróleo (Thompson *et al.*, 2009b).

Apesar dos diversos benefícios dos plásticos (Andrady e Neal, 2009), esse material tem sido objeto crescente de preocupação ambiental. Um dos fatores que mais preocupam é a sua durabilidade. Mesmo sendo um material extremamente útil, o plástico é, ao mesmo tempo, muito resistente a degradação, o que torna o seu

descarte inadequado bastante problemático (Barnes *et al.*, 2009; Sivan, 2011). O uso exagerado dos plásticos descartáveis tem aumentado a proporção desse material na composição do lixo globalmente produzido. Os plásticos correspondem a 10% dos resíduos gerados em todo o mundo (Barnes *et al.*, 2009). Apesar da reciclagem de alguns tipos de plásticos, grande parte acaba em aterros sanitários, onde demoram séculos para se decomporem (Moore, 2008; Barnes *et al.*, 2009). A preocupação é maior ainda com os plásticos descartados de forma indiscriminada nos ambientes marinhos (Gregory, 2009). Mesmo sendo reconhecido internacionalmente como um poluente em diversas legislações ambientais, estima-se que até 10% dos plásticos produzidos acabam nos oceanos, onde podem permanecer e se acumular.

Os grandes detritos plásticos, os chamados macroplásticos, e seus impactos em ambientes marinhos tem sido foco de muitas pesquisas. A presença desses detritos, além de apresentar um impacto estético, tem grande repercussão econômica para o turismo. Além disso, é enorme o risco para outros tipos de indústria. A pesca, o transporte, a aquicultura e a produção de energia podem ser gravemente afetadas pelos danos que esses materiais podem causar aos seus equipamentos (Derraik, 2002; Barnes *et al.*, 2009; Sivan, 2011). Ademais, os macroplásticos podem causar lesão e morte de mamíferos e aves marinhas, além de peixes e répteis, como resultado do seu emaranhamento e ingestão (Derraik, 2002; Gregory, 2009; Lozano e Mouat, 2009). Esses detritos flutuantes ainda podem atuar como meio de transporte de espécies marinhas não nativas para novos habitats (Winston, 1982; Barnes, 2002; Derraik, 2002) e, além disto, também podem diminuir a troca de gases na água do mar (Moore, 2008; Gregory 2009).

Essas e outras questões relacionadas aos plásticos ganharam maior atenção da comunidade científica. Na última década verificou-se uma crescente preocupação ambiental com os microplásticos. Esses pequenos fragmentos podem ser originados de plásticos utilizados em diversos tipos de cosméticos ou daqueles derivados da quebra de macroplásticos (Derraik, 2002; Thompson *et al.*, 2004; Ryan *et al.*, 2009). O primeiro relato da presença desse tipo de fragmento nos oceanos foi realizado na década de 1970 (Carpenter e Smith, 1972). A redescoberta científica recente desse poluente e o aumento no número de pesquisas revelou sua presença generalizada nos ambientes marinhos (Rands *et al.*, 2010; Sutherland *et al.*, 2010). Devido ao seu

pequeno tamanho os microplásticos são considerados biodisponíveis para organismos de toda a cadeia alimentar. Sua grande superfície de contato aumenta extremamente sua afinidade a diversos outros tipos de poluentes. A ingestão de microplásticos pode contribuir para a introdução de uma infinidade de produtos tóxicos na base da cadeia alimentar, contribuindo de sobremodo para a bioacumulação (Teuten *et al.*, 2009).

2.1.2 – Tipos de microplásticos

Apesar do foco das pesquisas ter ficado concentrado nos macroplásticos por muito tempo, foi a partir dos anos 2000 que os microplásticos foram considerados poluentes de fato (Thompson *et al.*, 2004; Ryan *et al.*, 2009). Foram atribuídos vários intervalos de tamanho em cada estudo realizado sobre o assunto. Graham e Thompson (2009) definiram microplásticos como aqueles fragmentos com diâmetro menor que 10 mm. Betts (2008) e Barnes *et al.* (2009) definiram o limite superior desses poluentes em 5 mm. Outros estudos apresentaram dimensões que variaram de 2 a 6 mm (Derraik, 2002), menor que 2 mm (Ryan *et al.*, 2009) e menor que 1 mm (Browne *et al.*, 2007; Browne *et al.*, 2010; Claessens *et al.*, 2011). A diversidade de dimensões adotadas nos estudos foi bastante problemática ao dificultar a comparação, o que demandou da comunidade científica internacional esforços para a criação de um padrão (Costa *et al.*, 2010; Claessens *et al.*, 2011; Andrady, 2011, Besley *et al.*, 2017). Recentemente foi inserido na discussão o termo mesoplástico à nomenclatura científica, visando diferenciar os pequenos plásticos visíveis para o olho humano e aqueles apenas identificáveis com uso de microscópios (Andrady, 2011). Mas independente dessas variações de tamanho adotadas a comunidade científica reconhece a divisão dos microplásticos em dois tipos: primários e secundários.

São considerados microplásticos primários aqueles fabricados para serem de tamanho microscópico. Esses plásticos são comumente usados em esfoliantes e outros cosméticos (Zitko e Hanlon, 1991), além de terem outras aplicações na indústria química e farmacêutica (Patel *et al.*, 2009). Os microplásticos usados em produtos esfoliantes para mãos e rosto substituíram ingredientes naturais tradicionalmente utilizados, como amêndoas moídas e aveia (Derraik, 2002; Fendall

e Sewell, 2009). O uso dos microplásticos em cosméticos, a partir da década de 1980, fez com que o consumo desses produtos aumentasse dramaticamente (Zitko e Hanlon, 1991; Fendall e Sewell, 2009). O desenvolvimento da indústria de cosméticos contribuiu com a diversificação das formas, tamanhos e composição desse tipo de microplástico produzido (Fendall e Sewell, 2009). Gregory (1996), por exemplo, relatou a presença de grânulos de polietileno e polipropileno (menor que 5 mm) e esferas de poliestireno (menor que 2 mm) em um produto cosmético. Os mesmos autores ainda relataram uma abundância de microplásticos de forma irregular, menor que 0,5 mm de diâmetro, em outro produto cosmético. Os microplásticos primários também foram produzidos para serem utilizados em um método chamado jateamento a ar (Gregory, 1996; Derraik, 2002). Esse processo é muito utilizado na remoção de tinta e ferrugem em motores e cascos de navios (Gregory, 1996; Derraik, 2002; Browne *et al.*, 2007).

Os microplásticos secundários, por sua vez, são pequenos fragmentos de plástico derivados da degradação de detritos plásticos maiores, tanto no mar como em terra (Thompson *et al.*, 2004; Ryan *et al.*, 2009). Com o passar do tempo, a exposição a uma série de processos físicos, biológicos e químicos pode reduzir a integridade estrutural desses detritos, resultando em sua fragmentação (Browne *et al.*, 2007). Longos períodos de exposição à luz solar pode resultar na fotodegradação dos plásticos. A própria radiação ultravioleta (UV) causa a oxidação da matriz do polímero (Browne *et al.*, 2007; Rios *et al.*, 2007; Moore, 2008; Barnes *et al.*, 2009; Andrady, 2011).

Essas formas de degradação fizeram com que a indústria química desenvolvesse aditivos para aumentar a durabilidade e resistência dos plásticos (Talsness *et al.*, 2009). Apesar da condição úmida e salina do ambiente marinho não acelerarem a fotodegradação, os detritos plásticos em praias acabam se degradando mais facilmente por conta da alta disponibilidade de oxigênio, a exposição direta à luz solar e da elevada temperatura (Moore, 2008; Barnes *et al.*, 2009; Andrady, 2011). A fragilidade estrutural causada por essas condições tornam esses plásticos cada vez mais suscetíveis a fragmentação, acelerada pela ação de ondas e da turbulência (Browne *et al.*, 2007; Barnes *et al.*, 2009). O contínuo processo de fragmentação faz com que os plásticos se tornem cada vez menores (Rios *et al.*, 2007; Fendall e Sewell, 2009; Ryan *et al.*, 2009), podendo alcançar a

dimensão de um nanoplástico. Galgani *et al.* (2010) identificaram partículas plásticas no oceano na ordem de 1.6 μm de diâmetro e outras investigações já começaram a ser realizadas em relação ao impacto desses nanopoluentes na base da cadeia alimentar marinha (Andrady, 2011).

Apesar do desenvolvimento de tecnologias de aumento da resistência dos plásticos, também houve grande progresso na produção de plásticos biodegradáveis. Essa tendência tem se mostrado como uma rota viável na substituição dos plásticos tradicionais. Contudo, esses materiais também podem ser uma fonte de microplásticos para o ambiente (Thompson *et al.*, 2004). Os plásticos biodegradáveis são tipicamente compostos de polímeros sintéticos e amido, óleos vegetais ou algum outro produto químico que acelera os tempos de degradação (Derraik, 2002; Thompson *et al.*, 2004; Ryan *et al.*, 2009; O'Brine e Thompson, 2010). Mas isso não quer dizer que o descarte adequado tenha sido excluído. Em ambientes marinhos, por exemplo, as condições relativamente mais frias e a ausência de micróbios terrestres fazem com que o tempo de decomposição, até mesmo dos plásticos biodegradáveis, seja prolongado. Essas condições aumentam a probabilidade do plástico ser contaminado (Moore, 2008; O'Brine e Thompson, 2010; Andrady 2011; Roy *et al.*, 2011).

2.1.3 – Principais fontes de microplásticos

O lixo plástico de origem terrestre contribui com 80% dos plásticos encontrados no lixo marinho (Andrady, 2011). Esses plásticos incluem os microplásticos primários, bem como aqueles plásticos maiores descartados em lugares inadequados. Como cerca de metade da população mundial reside a menos de 100 km da costa, esses tipos de plástico têm grande potencial de entrar no ambiente marinho através de rios e sistemas de águas residuais (Thompson, 2006; Moore, 2008). Os microplásticos primários também podem entrar no ambiente através de fontes pontuais de esgoto doméstico que são despejados em rios ou lagoas. Grande parte desses fragmentos também pode ultrapassar as unidades de tratamento de águas (Gregory, 1996; Browne *et al.*, 2007; Fendall e Sewell, 2009), sendo então transportados para o mar. Vários estudos têm mostrado como o fluxo unidirecional de sistemas de água doce impulsiona o aporte de detritos plásticos

para os oceanos (Moore *et al.*, 2002; Browne *et al.*, 2010). Um estudo realizado em amostras de água quantificou fragmentos de plástico com menos de 5 mm de diâmetro em dois rios de Los Angeles (Califórnia, EUA) (Moore, 2008). A extrapolação dos dados do estudo revelou que os dois rios seriam capazes de liberar mais de 2 bilhões de partículas plásticas para o ambiente marinho em apenas 3 dias. Em condições extremas, como em inundações, essa transferência de detritos poderia ser ainda maior (Thompson *et al.*, 2005; Barnes *et al.*, 2009). Outro estudo analisando a contribuição de microplásticos das desembocaduras de rios da Califórnia (EUA) mostrou que fragmentos menores que 4,75 mm de diâmetro aumentaram sua proporção significativamente após uma tempestade. O aumento foi de 10 itens por m³ para 60 itens por m³. O mesmo trabalho ainda evidenciou que, além da quantidade, é maior a distância que os fragmentos podem atingir a partir da desembocadura, devido ao aumento do volume dos rios (Moore *et al.*, 2002).

Outras fontes de plástico merecem destaque. O turismo costeiro, a pesca recreativa e comercial, os navios e as indústrias marítimas (por exemplo, aquicultura, construção naval, portos e plataformas de petróleo) são todas fontes de plástico que podem entrar diretamente no ambiente marinho. A contribuição de plásticos dessas atividades representa um grande risco para a biota. As atividades turísticas e recreativas podem produzir uma grande quantidade de plásticos que são descartados ao longo das praias e outros ambientes costeiros (Derraik, 2002). Não se pode negligenciar que muitos dos detritos encontrados em praias podem ter sido transportados por correntes oceânicas (Thompson, 2006). Os equipamentos de pesca, por sua vez, destacam-se como um dos detritos plásticos mais encontrados nesses ambientes (Andrady, 2011). Redes ou linhas de pesca de nylon perdidas ou descartadas de forma inapropriada podem se deslocar através dos oceanos. A ocorrência desses detritos é bastante preocupante, pois é grande o potencial de dano a biota marinha, seja pela ingestão ou emaranhamento (Lozano e Mouat, 2009). Pruter (1987) estimou que durante a década de 1970 a frota de pesca comercial despejou mais de 23 mil toneladas de materiais plásticos nos oceanos. Com o crescente problema surgiram vários acordos internacionais que proibiram o descarte desses resíduos pelos navios. Apesar disso, essa atividade continua sendo uma grande fonte de plásticos para o ambiente marinho. Estima-se que apenas no

início da década de 1990 ela tenha despejado cerca de 6,5 milhões de toneladas de plástico nos oceanos (Derraik, 2002; Lozano e Mouat, 2009).

Pequenas pastilhas de resinas e grânulos plásticos, chamados de “pellets”, são outra grande fonte de detritos para os ambientes marinhos. Esses materiais são fabricados para servirem de matéria-prima para outros produtos (Pruter, 1987; Mato *et al.*, 2001; Ivar do Sul *et al.*, 2009). Estima-se que a produção norte-americana tenha subido de 2,9 milhões de pellets em 1960 para 21,7 milhões de pellets em 1987 (Pruter, 1987). Esses fragmentos podem entrar nos oceanos através de derrames acidentais durante o transporte de navios ou até mesmo pelo manuseio indevido das embalagens onde são armazenados ou processados. A figura a seguir ilustra as principais formas de entrada de microplásticos nos ambientes.

Como os microplásticos são gerados

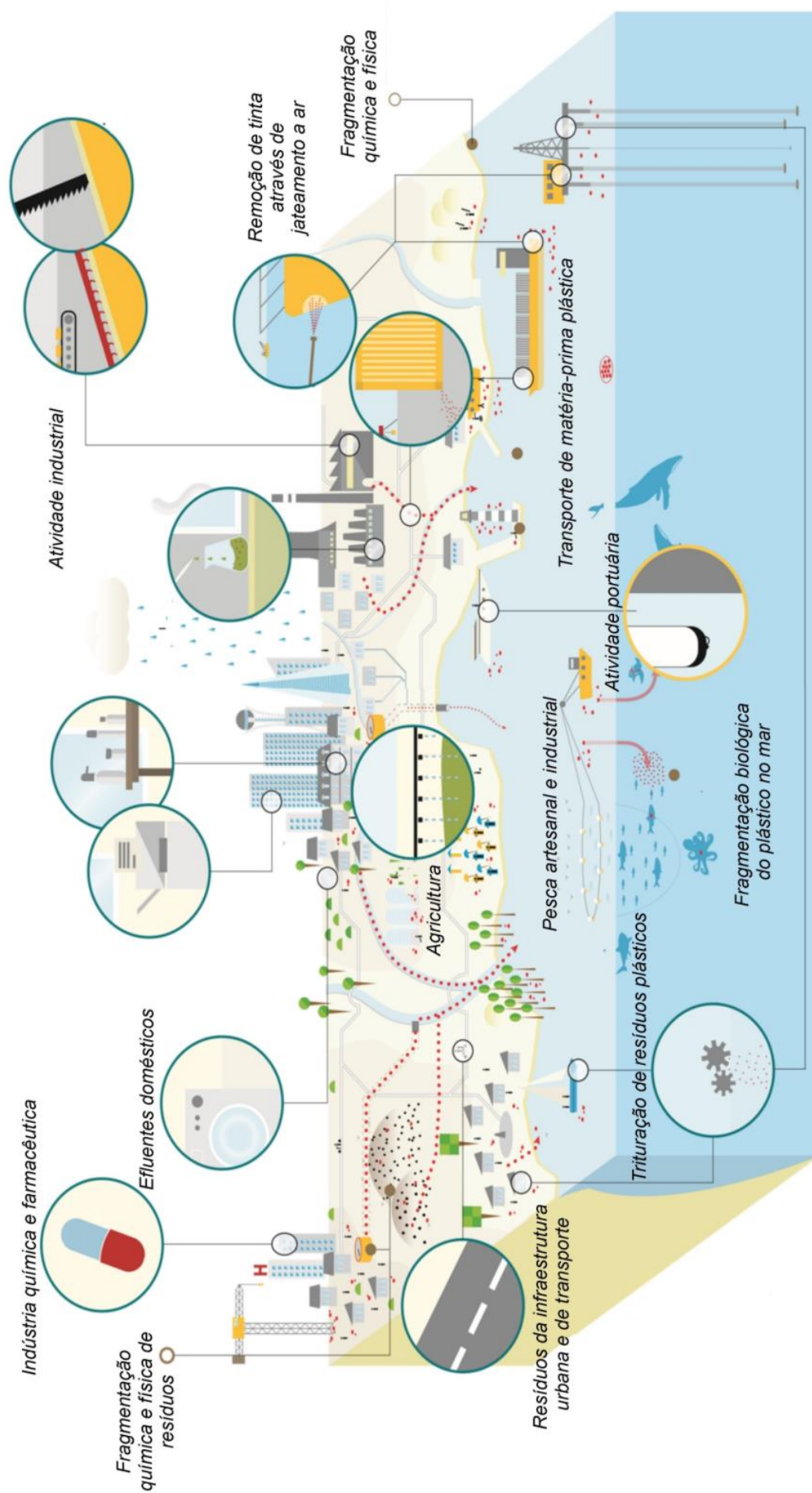


Figura 2.1 – Principais formas de entrada de microplásticos em ambientes marinhos.

Fonte: Adaptado de <http://www.boomerangalliance.org.au> (Acessado em julho de 2017).

2.1.4 – Alguns métodos de amostragem

O plástico destaca-se como o principal constituinte do lixo marinho, a frente de materiais como vidro, metal e madeira (Thompson *et al.*, 2004; Moore, 2008; Barnes *et al.*, 2009; Ryan *et al.*, 2009). No entanto, os detritos plásticos menores que 0,5 mm de diâmetro são considerados pouco pesquisados nesse contexto de poluição marinha (Doyle *et al.*, 2011). Muitas são as dificuldades na avaliação da abundância, densidade e distribuição deste contaminante. A quantificação da entrada de microplásticos nos ambientes é limitada pela variedade de caminhos pelos quais esses fragmentos podem entrar (Ryan *et al.*, 2009). Além disto, a quantificação dos detritos que já estão nos ambientes marinhos torna-se difícil pela vastidão dos oceanos em relação ao tamanho dos fragmentos analisados. Outro complicador do monitoramento espacial e temporal refere-se às correntes oceânicas que têm suas variações sazonais (Ryan *et al.*, 2009; Doyle *et al.*, 2011). Apesar disto, um conjunto de técnicas de amostragem foi adaptado para determinar a presença de pequenos detritos plásticos. As principais técnicas são a amostragem em areia de praia, amostragem de sedimentos de fundo, a utilização de redes de arrasto, além da observação marinha e a amostragem biológica.

A amostragem de areia nas praias é, sem dúvidas, a técnica mais acessível. Esse procedimento exige pouca estrutura e tem um custo relativamente baixo dependendo do universo amostral. Esse método é amplamente utilizado por pesquisadores e grupos de preservação ambiental. De forma sucinta, esta técnica envolve a coleta e identificação de todos os itens plásticos de forma sistemática ao longo de um trecho do litoral. A execução contínua em determinada localidade permite o monitoramento ao longo do tempo (Ryan *et al.*, 2009). Apesar da sua praticidade ela apresenta algumas limitações, especialmente em relação àqueles fragmentos muito pequenos que são difíceis de serem observados a olho nu. Outro aspecto a ser considerado relaciona-se com a origem dos fragmentos. Não se pode precisar se foram trazidos pelo mar ou se foram deixados por frequentadores.

Outro método é a amostragem de sedimentos de fundo. Esta técnica permite que o material de fundo das praias, dos estuários e do mar seja avaliado em relação à presença de microplásticos (Claessens *et al.*, 2011). A separação de plásticos do material de fundo pode-se realizada a partir da adição água salina ao recipiente com

as amostras. Esse procedimento permite que os microplásticos de baixa densidade sejam separados via flotação.

Na coluna de água os microplásticos podem ser coletados através de uma rede de arrasto de malhas finas ao longo de um transecto (Thompson *et al.*, 2004; Ryan *et al.*, 2009; Browne *et al.*, 2010). A presença de microplásticos pode então ser determinada a partir da análise das amostras sob um microscópio. Também se pode evaporar da água do mar e analisar os resíduos deixados (Andrady, 2011). A repetição das amostragens permite a identificação de padrões espaciais e temporais da abundância de microplásticos em vários ambientes marinhos (Ryan *et al.*, 2009). É importante destacar que existe uma variedade de redes de arrasto com diferentes aberturas, o que pode produzir grande variação na quantidade de microplásticos coletados.

A observação marinha, seja ela feita por mergulhadores ou observadores em embarcações, permite o registro do tamanho, do tipo e da localização de detritos plásticos visíveis. Muito utilizada nas análises de macroplásticos esta técnica não é indicada para microplásticos. Além disso, a natureza subjetiva do trabalho de observação torna este método mais questionável (Ryan *et al.*, 2009). Por fim, a observação biológica envolve a análise de fragmentos de plásticos assimilados pela biota. Existe um grande número de organismos que pode ingerir esses detritos por engano (Tourinho *et al.*, 2010; van Franeker *et al.*, 2011). A dissecação de animais encalhados ou a análise da excreção de algumas aves marinhas permite a verificação da presença de plásticos que podem ser identificados e quantificados (van Franeker, 2010).

2.1.5 – Comportamento dos microplásticos em ambientes marinhos

O lixo plástico está presente em diversos ecossistemas marinhos em todo o mundo (Derraik, 2002; Lozano e Mouat, 2009; Ryan *et al.*, 2009). Esses detritos podem ser conduzidos por correntes oceânicas, ventos, rios e pela deriva litorânea (Ng e Obbard, 2006; Barnes *et al.*, 2009; Martinez *et al.*, 2009). Por conta disso os detritos plásticos podem ser transportados para grandes distâncias, incluindo locais remotos, como ilhas oceânicas (Ivar do Sul *et al.*, 2009), polos (Barnes *et al.*, 2010)

e as profundezas oceânicas (Lozano e Mouat, 2009). Mas é a zona costeira que se destaca por receber lixo plástico de fontes terrestres e marinhas. As fontes terrestres de lixo estão associadas às áreas urbanas, locais de turismo e proximidade de desembocadura de rios. Os detritos marinhos, por sua vez, podem ser depositados nas zonas costeiras por influência de correntes marinhas próximas (Ryan *et al.*, 2009).

Thompson *et al.* (2004), por exemplo, realizou amostragem de sedimentos e apontou a existência de nove polímeros diferentes em 23 das 30 amostras analisadas em praias e estuários no Reino Unido. Os resultados ainda incluíam fibras microscópicas, que são fragmentos tipicamente derivados de roupas e cordas. Browne *et al.* (2010) utilizaram o mesmo método e constataram presença de microplásticos em sedimentos de todo o estuário do rio Tamar (Reino Unido). Neste estudo foram identificados 952 itens nas 30 amostras de sedimentos. Na costa leste norte-americana, área com grande quantidade de microorganismos marinhos devido à elevada concentração de nutrientes, também foi verificada enorme quantidade de microplásticos ingeridos pela biota. Doyle *et al.* (2011), utilizando redes de arrasto de plâncton, encontraram grande quantidade de fragmentos plásticos derivados da degradação de detritos plásticos maiores, além de fibras plásticas. Embora em grande quantidade, as concentrações encontradas foram significativamente menores do que as encontradas no Giro do Pacífico Norte. O estudo não foi conclusivo em relação às fontes dos detritos, mas sugeriu que as altas concentrações de plásticos nas águas do sul da Califórnia durante o inverno estariam ligadas ao escoamento superficial das principais aglomerações urbanas, enquanto que os detritos de origem marinha eram mais prováveis de serem encontrados durante os meses de verão, quando se alteram as correntes marinhas da região.

Em Fernando de Noronha (Brasil) Ivar do Sul *et al.* (2009) identificaram pellets nas praias a barlavento do arquipélago, mesmo não existindo qualquer tipo de atividade industrial na região. O estudo concluiu que os fragmentos foram trazidos de um local remoto através de correntes trans-oceânicas e depois foram depositados nas praias. De modo semelhante Turner e Holmes (2011) encontraram grande quantidade de pellets em praias da ilha de Malta, no Mar Mediterrâneo. Este estudo revelou concentrações que excediam 1000 pellets por m². Outro aspecto importante da pesquisa foi o local de deposição desses fragmentos, encontrados

principalmente ao longo da linha de maré alta. Além desta particularidade, os pellets encontrados apresentaram cor amarela ou marrom, sendo um forte indício da degradação foto-oxidativa e do longo período de permanência dos fragmentos no ambiente. A elevada presença de plásticos na zona costeira pode alterar drasticamente as propriedades físicoquímicas dos sedimentos da praia. Carson *et al.* (2011) analisaram sedimentos de praias no Havaí (EUA) e verificaram que a presença dos microplásticos não apenas aumentou a permeabilidade do sedimentos, como também diminuiu a absorção do calor. Essas alterações têm impacto direto sobre a biota marinha uma vez que a alteração da temperatura da areia poderia influenciar na determinação do sexo em ovos de tartaruga, por exemplo.

A modelagem oceanográfica também contribuiu muito na investigação do comportamento dos microplásticos no ambiente marinho. Graças ao método foi possível verificar como uma grande proporção de detritos flutuantes que chegam aos oceanos acaba se acumulando nos Giros, que são o centro das grandes correntes anti-ciclônicas e subtropicais oceânicas. Martinez *et al.* (2009) mapeou a trajetória aproximada das correntes oceânicas e das correntes de deriva em todo o Pacífico Sul a partir de derivadores monitorados via satélite. Apesar de alguns derivadores terem sido desviados por correntes próximas a costa, grande parte deles seguiu para o Giro do Pacífico Sul. Informações acumuladas entre 1986 e 2008 no Oceano Atlântico Norte e no Mar do Caribe indicaram presença de plástico em 60% das amostras obtidas a partir de redes de arrasto (Law *et al.*, 2010). Este mesmo estudo revelou diferentes padrões espaciais na distribuição do plástico nessas áreas. Os resultados mostraram que 83% do total foram encontradas em latitudes subtropicais. A maior concentração foi mapeada no Giro do Atlântico Norte, com aproximadamente 2.324 itens por km². Devido à elevada concentração de plástico no Giro o estudo não precisou a origem dos plásticos encontrados. Entretanto, a utilização dos derivadores rastreados por satélite sugeriu que grande dos fragmentos fosse oriunda da costa leste norte-americana. Os resultados ainda mostraram que esse descolamento de aproximadamente 1000 km levou cerca de 60 dias para ser concluído. No Pacífico Norte, Moore *et al.* (2001) identificaram cerca de 334.271 itens plásticos por km².

É importante destacar que os microplásticos podem ser compostos por um ou vários tipos de polímeros. Dependendo da sua composição, densidade e forma essas partículas podem boiar ou submergir. Dessa forma, os microplásticos podem ser encontrados em toda a coluna de água, com predomínio daqueles de baixa densidade, encontrados preferencialmente na superfície do mar (Derraik, 2002; Gregory, 1996). Muitos estudos têm evidenciado que existe variação das concentrações na coluna d'água. Em ambientes estuarinos, por exemplo, plásticos de baixa densidade, como polipropileno e polietileno, podem submergir se houver diminuição da densidade da água. Além disso, há evidências crescentes de que a presença de microorganismos em microplásticos pode afetar sua flutuabilidade e os fazerem afundar (Derraik, 2002; Thompson *et al.*, 2004; Barnes *et al.*, 2009; Browne *et al.*, 2010). A acumulação de biofilmes microbianos em detritos plásticos no ambiente marinho pode viabilizar a colonização de algas e invertebrados na superfície desses plásticos. Dessa forma pode ocorrer o aumento da densidade da partícula (Andrady, 2011). Lobelle e Cunliffe (2011) realizaram experimento no porto de Plymouth (Reino Unido) para analisar a velocidade de afundamento. Os pesquisadores utilizaram bolsas de plástico de polietileno submersas em água do mar. Após uma semana foi possível verificar a existência de biofilme e, após três semanas foi verificado um aumento expressivo da densidade microbiana. Ao longo do tempo o plástico tornou-se menos dinâmico, flutuando de forma neutra no final da experiência. Outro estudo analisou microplásticos menores que 1 mm coletados na superfície do Oceano Atlântico Norte entre 1991 e 2007. Os resultados mostraram evidências de bioincrustação (Morét-Ferguson *et al.*, 2010). Este trabalho ainda encontrou polímeros de baixa densidade, como polipropileno e polietileno, com maiores densidades do que os mesmos polímeros encontrados em praias, resultado da bioincrustação ocorrida no mar.

Os microplásticos de alta densidade, como o PVC, o poliéster e a poliamida, são encontrados em grande quantidade em maiores profundidades. Entretanto, a quantificação e análise no fundo do mar é dificultada pelo custo e pela estrutura necessária para amostragem (Barnes *et al.*, 2009). Microplásticos menores que 1 mm de diâmetro, constituídos principalmente por fibras, grânulos e filmes, foram encontrados em todas as amostras de sedimentos submarinos, praias e um porto da costa belga (Claessens *et al.*, 2011), atingindo 391 itens microplásticos por kg de

sedimento seco em uma amostra retirada no porto. Essa elevada concentração esteve relacionada provavelmente à intensa atividade antropogênica local, ao escoamento do rio e ao aprisionamento de sedimentos. Outra pesquisa destacou que os microplásticos de alta densidade podem permanecer temporariamente suspensos por conta da turbulência da coluna d'água (Browne *et al.*, 2010).

A produção em massa de plásticos começou de forma expressiva a partir da década de 1940 e aumentou significativamente ao longo do tempo. Entretanto, as legislações para combater o descarte inadequado dos resíduos não tiveram o mesmo ritmo. O resultado foi um aumento do descarte indevido desses materiais que acompanhou a velocidade da produção (Moore, 2008; Ryan *et al.*, 2009; Barnes *et al.*, 2009). A contínua fragmentação dos detritos plásticos maiores aumentou o volume desses detritos e também diminuiu seu tamanho médio nos oceanos ao longo do tempo (Barnes *et al.*, 2009). Outro estudo relatou que a incidência de plásticos ingeridos por aves marinhas aumentou de 91% para 98% entre os anos 1980 e 2000 nos Países Baixos. Segundo os resultados o consumo médio por ave dobrou de 15 para 30 durante o período (van Franeker *et al.*, 2011). Apesar desses resultados, ainda há um debate em relação a essas tendências de aumento de detritos plásticos. Entre as décadas de 1980 e 1990, o mesmo estudo de Thompson *et al.* (2004) indicou mudanças mínimas na concentração de microplásticos no Oceano Atlântico Noroeste, assim como no trabalho realizado por Law *et al.* (2010). Na Holanda um dado interessante foi observado por van Franeker *et al.* (2011). A pesquisa revelou que o número médio de detritos plásticos consumidos por aves marinhas diminuiu lentamente a partir de meados da década de 1990, estabilizando-se a partir da virada do século. Por outro lado, Claessens *et al.* (2011) indicaram que as concentrações de microplásticos têm aumentado constantemente nas duas últimas décadas. A análise de sedimentos realizados ao longo da costa belga indicou que a poluição microplástica triplicou de 55 itens por kg de sedimento seco de 1993-2000 para 156 itens por kg de sedimento seco em 2005-2008.

2.1.6 – Principais impactos causados pelos microplásticos

Apesar da evidência da presença de microplásticos em escala global a informação sobre o impacto biológico deste poluente sobre os organismos nos

ambientes marinhos é incipiente (Gregory, 1996; Barnes *et al.*, 2009; Ryan *et al.*, 2009). Cresce a cada dia a preocupação da comunidade científica internacional, pois o pequeno tamanho desses fragmentos os torna disponíveis para uma ampla gama de organismos (Derraik, 2002; Thompson *et al.*, 2004; Ng e Obbard, 2006; Betts, 2008; Thompson *et al.*, 2009a; Barnes *et al.*, 2009; Fendall e Sewell, 2009; Lozano e Mouat, 2009). Muito além dos efeitos adversos da ingestão dos microplásticos, ainda existe a possibilidade de associação de outros produtos tóxicos a superfície desses fragmentos, com potencial de contaminação e acumulação ao longo da cadeia alimentar.

Apesar da investigação sobre a ingestão desses poluentes ser metodologicamente desafiadora, são muitos os estudos que têm avançado nesse sentido (Wilson, 1973; Hart, 1991; Bolton e Havenhand, 1998; Brilant e MacDonald, 2002; Browne *et al.*, 2008). Uma pesquisa realizada no Oceano Pacífico Norte levantou a hipótese de que os organismos planctônicos confundem plásticos brancos e levemente coloridos com alimento (Shaw e Day, 1994). Nesse sentido, os plásticos de baixa densidade, como descartáveis, que flutuam próximos a superfície, acabam ficando amplamente disponíveis para esses organismos, incluindo seus respectivos estágios larvais que se concentram na zona eufótica (Gregory, 1996; Fendall e Sewell, 2009). Nas regiões dos Giroos essa interação é evidente. Nesses locais existe uma relação inversa entre populações planctônicas e concentração de microplásticos (Moore, 2008). Além desses organismos os microplásticos também ficam disponíveis para aves marinhas, crustáceos e peixes (Tourinho *et al.*, 2010). A primeira identificação de ingestão deste poluente por aves marinhas ocorreu na década de 1960 (Ryan *et al.*, 2009; Thompson *et al.*, 2009b). Vinte anos depois uma pesquisa na Holanda constatou ingestão por microplásticos em mais de 94% das aves marinhas analisadas. Os resultados ainda mostraram que, embora a incidência permanecesse elevada a massa encontrada em cada ave vinha diminuindo (Lozano e Mouat, 2009; van Franeker, 2010). Cerca de 35% dos peixes investigados por Boerger *et al.* (2010) haviam ingerindo plásticos. Davison e Asch (2011) encontraram fibras, fragmentos e filmes plásticos em 13 dos 140 peixes capturados no Giro do Pacífico Norte. Esses exemplos mostram como os microplásticos acabam afetando organismos em vários níveis da cadeia alimentar. A figura a seguir ilustra esse processo.

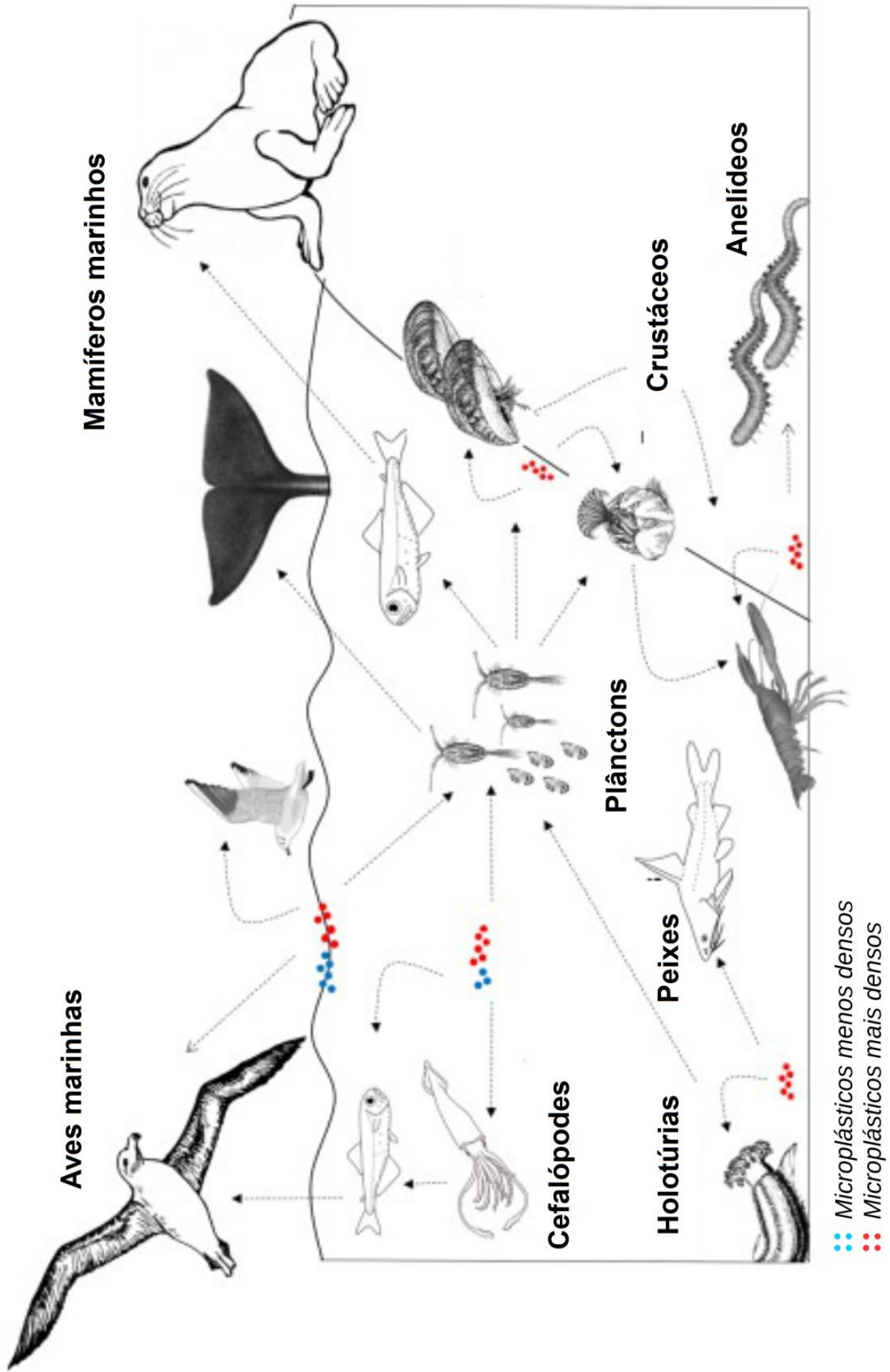


Figura 2.2 - Fluxo de microplásticos na cadeia trófica marinha.
Fonte: Adaptado de Ivar do Sul e Costa (2014).

Apesar dos plásticos serem considerados bioquimicamente inertes (Teuten *et al.*, 2009; Roy *et al.*, 2011), aditivos podem ser adicionados a eles durante a fabricação visando aumentar a vida útil do material (Browne *et al.*, 2007; Thompson *et al.*, 2009b). Muitos desses aditivos são potencialmente perigosos para os organismos (Barnes *et al.*, 2009; Talsness *et al.*, 2009; Lithner *et al.*, 2011). Dependendo do tipo do polímero, seu tamanho, propriedade e condições ambientais a que está submetido, seus aditivos podem ser facilmente liberados após o desgaste do material (Ng e Obbard, 2006; Moore, 2008; Teuten *et al.*, 2009). Esses aditivos podem interferir em processos biologicamente importantes, como ruptura endócrina, mobilidade, reprodução e desenvolvimento e carcinogênico (Barnes *et al.*, 2009; Lithner *et al.*, 2009, 2011). São aditivos comumente usados nos plásticos os difenílicos, ftalatos e bisfenol A, que podem causar inibição ou interrupção da síntese de hormônios endógenos (Talsness *et al.*, 2009), bem como problemas morfológicos permanentes em organismos em desenvolvimento e interrupção sexual em adultos.

Além dos riscos dos aditivos que compõem os microplásticos, a sua grande superfície de contato os deixa susceptíveis a contaminação por uma série de poluentes, como metais, produtos químicos e poluentes orgânicos persistentes (Ng e Obbard, 2006; Rios *et al.*, 2007; Betts, 2008; Ashton *et al.*, 2010). Esses elementos tóxicos são encontrados em maiores concentrações na superfície do mar, onde também é abundante a presença de microplásticos de baixa densidade (Ng e Obbard, 2006; Rios *et al.*, 2007; Teuten *et al.*, 2009). São vários os estudos que evidenciam a contaminação microplástica por esses elementos. Mato *et al.* (2001) identificaram PCBs e nonilfenol em pellets em águas japonesas. Os resultados mostraram concentrações similares ou maiores do que as encontradas nos sedimentos. A mesma pesquisa, em uma experiência adicional, demonstrou que pellets virgens adsorveram contaminantes da água do mar em um período de exposição de apenas 6 dias. Rios *et al.* (2007) identificaram contaminantes em pellets, também em águas japonesas. Teuten *et al.* (2007) descobriram PCBs em concentrações mais de 100 vezes maiores em pellets do que na água circundante. Em duas praias portuguesas foram encontrados microplásticos com concentrações de HPA variando de 0,2 a 319,2 ng/g (Frias *et al.*, 2010). A tabela a seguir mostra os principais tipos de metais que podem ser encontrados em microplásticos.

Tabela 2.1 - Pigmentos e corantes empregados na coloração de plásticos.
Fonte: Cadore *et al.*, 2008.

Cor do plástico	Principais componentes dos pigmentos	Informações
Branco	TiO ₂ ; ZnS; ZnO; Branco de chumbo (Pb(Co) ₃) ₂ ou Pb(OH) ₂ .	O chumbo é tóxico e pode passar suas características ao produto pigmentado.
Preto	Óxido de ferro preto (Fe ₃ O ₄) e sulfeto de antimônio (Sb ₂ S ₃).	O antimônio é potencialmente tóxico.
Amarelo, laranja e verde	Compostos a base de cromo: amarelo e laranja de cromo (PbCrO ₄ e PbSO ₄); verde de cromo (amarelo de cromo + azul da Prússia); óxido de cromo puro (CrO ₃).	As limitações desses compostos se restringem aqueles que contêm chumbo.
Amarelo, vermelho e marrom	Compostos a base de ferro: óxido de ferro (Fe ₂ O ₃ + FeO(OH) + Fe ₃ O ₄ ; azul da Prússia (Fe ₄ [Fe(CN) ₆] ₃).	-
Laranja	Compostos a base de molibdato: laranja de molibdato (80% PbCrO ₄ + 15% PbMoO ₄ + 5% PbSO ₄).	As limitações desses compostos se restringem aqueles que contêm chumbo.
Amarelo, laranja e vermelho	Compostos a base de cádmio: cadmopur (CdS, ZnS e CdSe); cadmopone (CdS, ZnS, BaSO ₄ , CdSe).	O cádmio é potencialmente tóxico.
Amarelo	Compostos a base de níquel: titanato de níquel (NiTiO ₃).	-
Esverdeado, avermelhado	Compostos a base de silicatos: azul ultramar (sílica 34- 43%, alumínio 20-28%, enxofre 10-16% e óxido de enxofre 12-20%).	Grandes quantidades de alumínio podem causar distúrbios neurológicos.
Laranja, vermelho	Compostos a base de mercúrio: mercadium (CdS + HgS).	Mercúrio e cobre são tóxicos.
Azul	Compostos a base de cobalto: azul de cobalto (CoO*Al ₂ O ₃).	O cobalto é essencial em baixas concentrações, mas é tóxico em altas concentrações.

2.2 – Morfologia praial

A poluição por microplásticos é um problema global crescente, tanto nos ambientes terrestres (vom Saal *et al.*, 2008; Thompson *et al.*, 2009) como nos

ambientes marinhos (Barboza e Gimenez, 2015; Gross, 2015). Como apresentado na seção anterior este tipo de poluição é onipresente em todos os oceanos do mundo (Eriksen *et al.*, 2014), causando os mais diversos impactos negativos às atividades econômicas e a biota. Nas praias os impactos acabam sendo mais evidentes. Alguns estudos têm focado exclusivamente neste ambiente (Fok e Cheung, 2015, Ballent *et al.*, 2016; Kunz *et al.* 2016; Moreira *et al.* 2016; Retama *et al.*, 2016; Fok *et al.*, 2017; Besley *et al.*, 2017). Desta forma, como objetivo subsidiar metodologicamente o tema central desta tese: microplásticos em praias com diferenças morfológicas, as páginas seguintes embasarão o objeto de estudo e os conceitos básicos necessários ao entendimento dos métodos e nomenclaturas utilizadas na presente pesquisa.

2.2.1 – As praias

As praias podem se desenvolver em qualquer lugar onde o continente e o mar se encontram, onde houver disponibilidade de sedimentos, bem como um local disponível para a acumulação desses sedimentos. Esses ambientes sedimentares costeiros são, de longe, os de maior distribuição geográfica, sendo resposta da interação entre fatores oceanográficos e hidrológicos, meteorológicos, climáticos, geológicos e antrópicos (Braga *et al.*, 2007). Nesta mesma linha, Hoefel (1998), destaca que, para a formação e estabelecimento de praias, sejam elas arenosas ou não, não existem limites geográficos. Reafirma ainda que esta formação pode ocorrer desde que haja espaço, disponibilidade de sedimentos e agentes hidrodinâmicos para concentração desses sedimentos nessas zonas transicionais entre o ambiente aquático e terrestre, estando seu grau de desenvolvimento associado diretamente à disponibilidade de sedimentos e a largura da região de depósito. As praias, portanto, são encontradas tanto nas adjacências das planícies costeiras e ilhas barreiras quanto em lagos, rios e estuários, além da linha de costa. Esse sistema dinâmico resultado de processos hidrológicos e deposicionais complexos (Brown e McLachlan, 1990) compreendem uma porção subaérea e outra subaquática que inclui a zona de arrebentação e se estende até a base orbital das ondas (Wright e Short, 1983).

São várias as definições de praia encontradas na literatura. Davis (1985) define praia como a área limitada na porção superior pela mais alta atuação da onda e na porção inferior pela marca de maré baixa ou onde há barras e calhas na antepraia. Suguio (1992), por sua vez, define praia como uma região composta de material/sedimento inconsolidado, frequentemente arenoso, que vai desde o nível de baixa-mar média até a linha de vegetação permanente ou onde há mudanças na fisiografia, como zona de dunas ou falésia. Para Muehe (2011), as praias são depósitos de sedimentos, mais comumente arenosos, acumulados por ação de ondas que, por apresentar mobilidade, se ajustam às condições de ondas e marés. Souza *et al.*, (2005) define praia como uma unidade fisiográfica composta de material inconsolidado, resultante da interação de processos ocorrentes na interface terra, oceano e atmosfera, cuja dinâmica está diretamente relacionada com a atuação das forçantes eólicas e marinhas. Os autores ainda apontam que o sistema praial pode ser dividido em zonas ou setores. Nesse contexto, é importante destacar que não existe um consenso nacional nem internacional em relação às nomenclaturas das zonas praiais, devido à grande variabilidade das feições morfológicas e limites entre estas. Desta forma, cabe a cada trabalho especificar, seja através de esquemas ou figuras, as definições bem como as zonas e seus limites. Neste trabalho são adotadas as nomenclaturas propostas por Muehe (2001) (Figura 2.3).

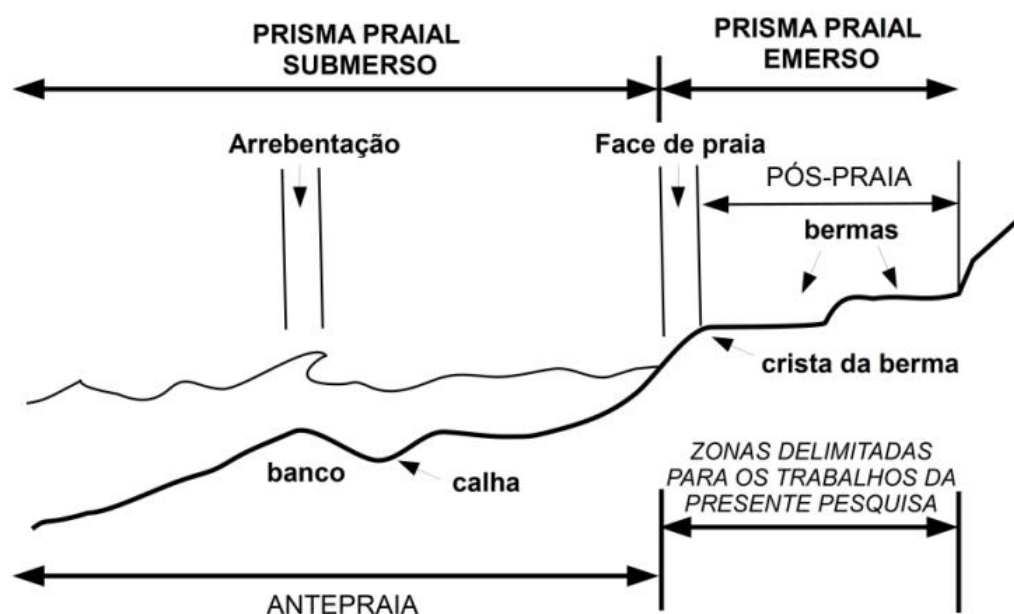


Figura 2.3 - Terminologia da praia e zona submarina adjacente. Adaptado de Muehe (2001).

A figura apresentada identifica as zonas delimitadas para os trabalhos da presente pesquisa. A seguir, as referidas zonas são definidas para melhor compreensão dos seus termos.

Face de praia

A face de praia é a zona situada a partir do limite de baixamar até o limite de espraiamento das ondas. É, em vista disto, a região mais afetada pela propagação de ondas, ou seja, é o setor onde a onda é dissipada ou refletida. Os processos atuantes nesta zona são responsáveis por grande parte das mudanças em relação ao estoque sedimentar, tanto da parte emersa (pós-praia) para a submersa (zona de surf) no caso de erosão de praia, como da parte submersa para a emersa no caso de progradação de praia.

Pós-praia

O pós-praia está situado a partir do limite do espraiamento das ondas, área onde normalmente há uma feição de berma (depósito de sedimento). Esta zona se estende até a borda de uma duna ou o início de outra feição. É uma área que pode ser atingida excepcionalmente por ondas de tempestade. O transporte eólico do sedimento é mais significativo neste setor, que é o mais utilizado para as atividades de lazer.

2.2.2 - Processos costeiros

Os processos oceanográficos, conhecidos por processos costeiros, atuantes na movimentação de sedimentos e na modelagem morfológica das praias, têm como principais agentes a ação de ondas, marés, além das correntes geradas por cada um desses fatores (Souza e Suguio, 1998).

Ondas

A maioria das ondas oceânicas, conhecidas como ondas de gravidade, é formada pela ação do vento que, ao soprar sobre a superfície da água, forma pequenas ondas capilares. Se a ação do vento for mantida, essas pequenas

rugosidades da superfície da água se somam para produzir ondas maiores, cujo tamanho é limitada pela velocidade e duração (tempo) de ação do vento e pela pista (*fetch*), ou seja, a extensão da superfície aquosa sobre a qual o vento está soprando. As ondas constituem um dos processos marinhos mais efetivos de selecionamento e redistribuição dos sedimentos depositado nas regiões costeiras em plataforma continental interna (Silva *et al.*, 2004). Cabe destacar que as ondas movem apenas a sua forma e não impulsionam massas de água. Elas apenas transportam energia (Schmiegelow, 2004). Os ventos, por sua vez, além de produzirem as ondas, destacam-se como um importante agente na dinâmica sedimentar das praias, tendo uma ação fundamental na troca de areias entre as praias e as dunas (Souza *et al.* 2005).

Uma vez geradas as ondas tendem a viajar mantendo sua trajetória mesmo depois de terminada a influência do vento. Tão logo as ondas saem da área de ação do vento, passam a ser denominadas de marulho ou *swell*. Ao longo de seu percurso sofrem modificações em seus parâmetros (altura e comprimento de onda), além de mudanças em sua velocidade de propagação em função das modificações da batimetria do fundo submarino (Silva *et al.*, 2004). A observação de uma partícula de água durante a passagem de uma onda em águas profundas permite identificar movimentos orbitais circulares cujos raios diminuem gradativamente em profundidade até desaparecerem completamente antes de atingir o fundo. Logo, em águas profundas a ação das ondas não exerce nenhuma atividade no fundo que seja capaz de movimentar os sedimentos ali existentes. Entretanto, ao se aproximarem de regiões mais rasas as ondas começam a “sentir o fundo”, refletindo uma série de modificações em seu comportamento. Os movimentos orbitais das partículas de água durante a passagem de uma onda, que têm forma elíptica próximo da superfície, tornam-se cada vez mais achatados em direção ao fundo até atingirem uma movimentação horizontal para trás e para frente junto ao fundo, movimentando os sedimentos. A partir desse momento as ondas diminuem sua velocidade de propagação, o que resulta em decréscimo de seu comprimento e aumento de sua altura, até o ponto que não consegue mais se sustentar e se quebram (Silva *et al.*, 2004). A figura a seguir ilustra os parâmetros das ondas, bem como a sua ação em águas profundas e rasas.

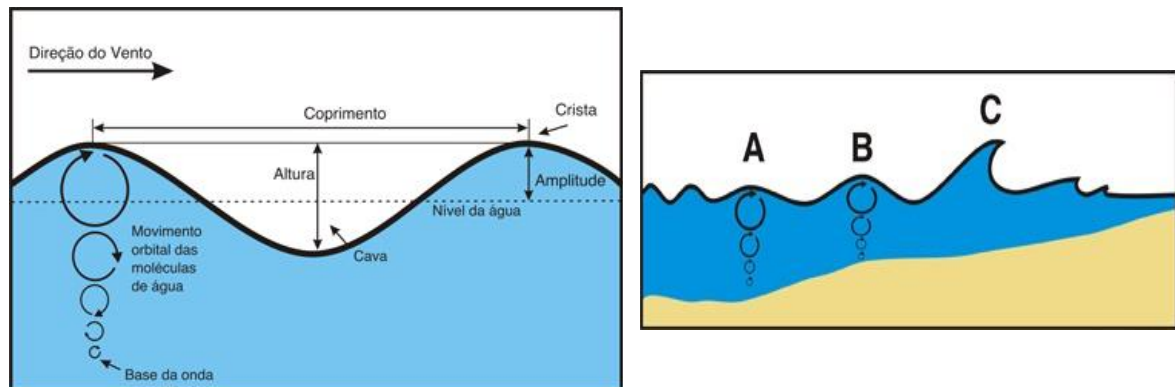


Figura 2.4 - Parâmetros da onda (esquerda) e comportamento (direita) em águas profundas (A), águas rasas (B) e seu colapso (C) após perder sua estabilidade.

Ao atingirem águas rasas as ondas sofrem todos os fenômenos físicos que governam a propagação das ondas nos diversos meios, ou seja: reflexão, refração e difração. Esses fenômenos estabelecem padrões de circulação costeira de fundamental importância no transporte de sedimentos próximo à costa, gerando a perda da energia da onda, além de modificações morfológicas (Silva *et al.*, 2004).

A reflexão ocorre quando a onda chega a praias com elevados gradientes ou quando atinge costões rochosos, falésias ou estruturas artificiais que sustentam obras costeiras. A onda refletida entra em interferência com as ondas que se aproximam, criando um padrão de ondas estacionárias. A refração, por sua vez, ocorre em função da interferência da onda com fundo submarino. Ao aproximar-se da linha de costa com um ângulo, a porção da crista que atinge primeiro a área de menor profundidade sofre uma desaceleração em relação à porção da crista que ainda vem se deslocando em águas mais profundas. A difração de uma onda ocorre quando esta atinge um obstáculo, estabelecendo uma onda circular que se propaga a partir da extremidade onde o encontro aconteceu. Atrás do obstáculo apenas as ondas circulares vão se propagar, enquanto que lateralmente as cristas da onda circular entram em interferência com as cristas das ondas que vêm se propagando normalmente (Silva *et al.*, 2004). A imagem a seguir ilustra a refração e a difração das ondas nas situações acima expostas.

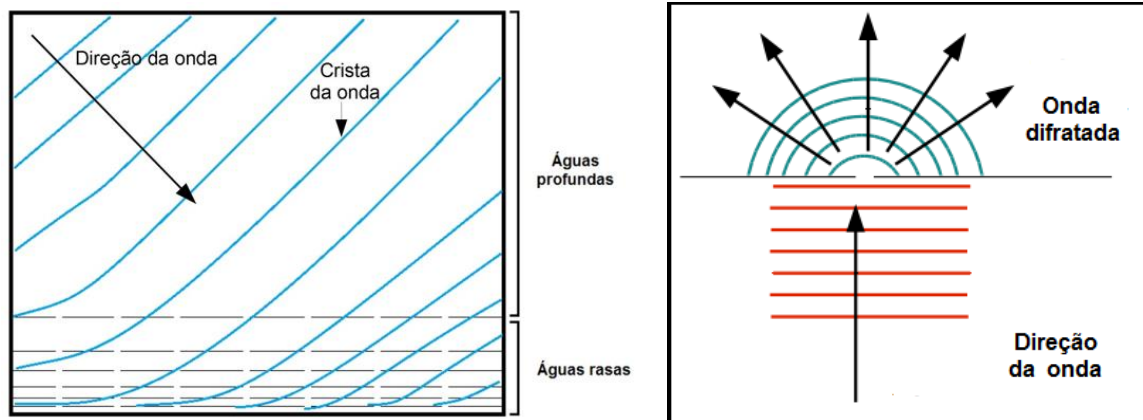


Figura 2.5 - Refração (esquerda) e difração de ondas (direita).

Correntes litorâneas geradas por ondas

Ao atingirem a costa segundo um ângulo oblíquo, as ondas geram uma corrente paralela à costa (*longshore current*). Essa corrente se desenvolve entre a praia e a zona de arrebentação, estabelecendo transporte de sedimentos litorâneos paralelamente à linha de costa definindo o processo conhecido como deriva litorânea. Essa é a principal agente de movimentação, retrabalhamento e distribuição dos sedimentos ao longo da costa, como produto de duas componentes vetoriais: a deriva costeira, que atua na zona de surfe e tem sentido paralelo à praia, e a deriva praial, que atua no estirâncio e face da praia (Souza *et al.*, 2005). Outro processo efetivo de transporte de sedimentos paralelamente à costa ocorre diretamente na face de praia, pela ação do fluxo e refluxo das ondas (*swash e backwash*). Quando as ondas quebram obliquamente à linha de costa, o transporte de sedimentos pelo espriamento da onda na face de praia segue a direção oblíqua de propagação. A corrente de refluxo, no entanto, move o sedimento em direção ao mergulho da face da praia. Como resultado da ação de sucessivas ondas, os sedimentos são movidos paralelamente à costa, em um padrão zig-zag. Também ocorrem células de circulação costeira, com correntes paralelas ou longitudinais (correntes *longshore*), além daquelas perpendiculares às praias (correntes de retorno ou *rips*). Essas correntes de retorno ocorrem nos locais onde a altura das ondas é menor, devido aos padrões de interferência e de refração das ondas ou devido a irregularidades batimétricas do fundo (Silva *et al.*, 2004).

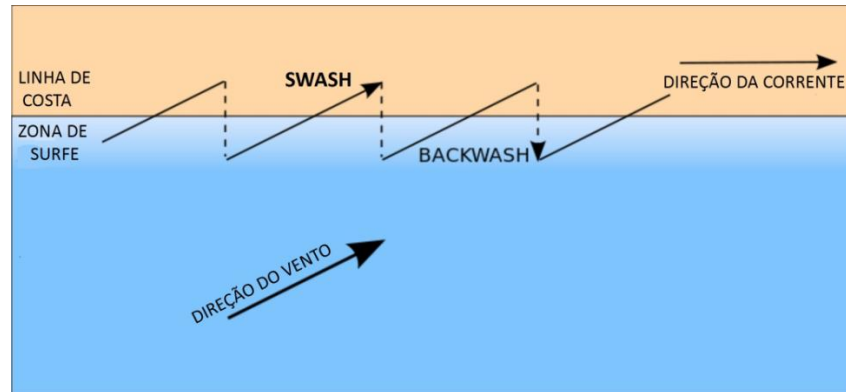


Figura 2.6 - Ação do fluxo e refluxo das ondas e direção da corrente.

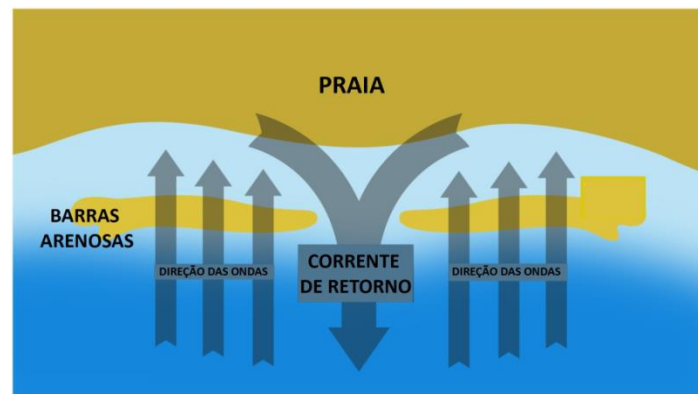


Figura 2.7 - Direção das ondas e das correntes de retorno.

Marés

Além das ondas, as marés são outro fator que influencia bastante na remodelagem das praias. Elas são resultado da atração gravitacional exercida pelo Sol e pela Lua nas águas oceânicas. Devido à proximidade com a Terra a Lua exerce o dobro da força gravitacional do Sol (Souza *et al.* 2005). Em geral, a maioria das regiões costeiras sofre duas marés altas (crescentes), conhecidas como marés de enchente, e duas marés baixas (decrecentes), chamadas de marés de vazante, ao longo de um dia. A diferença entre uma maré alta e outra baixa consecutiva é considerada amplitude de maré (Christopherson, 2012). O efeito conjugado da atração gravitacional do sol também exerce modificações significativas nas amplitudes das marés, sendo responsáveis pelas variações observadas entre as marés de sizígia (*spring tides*) e as marés de quadratura (*neap tides*). As primeiras ocorrem em período de lua nova ou cheia, quando o sistema Terra-Sol-Lua está em conjugação, enquanto que as marés de quadratura acontecem em fases de quarto

crescente ou minguante, quando o sistema se encontra em oposição (Silva *et al.*, 2004).

É importante salientar que em função da latitude, as costas apresentam diferentes regimes de marés, a saber: micromarés, mesomarés e macromarés. As micromarés são marés de amplitude menor que 2 metros. As mesomarés possuem variação entre 2 e 4 metros entre as marés altas e baixas, enquanto que as macromarés apresentam amplitude que podem atingir até 12 metros em algumas regiões do planeta (Souza *et al.* 2005). Outro aspecto relevante está relacionado à influência das condições meteorológicas sobre as marés. O vento e a pressão atmosférica podem elevar ou rebaixar o nível de uma maré.

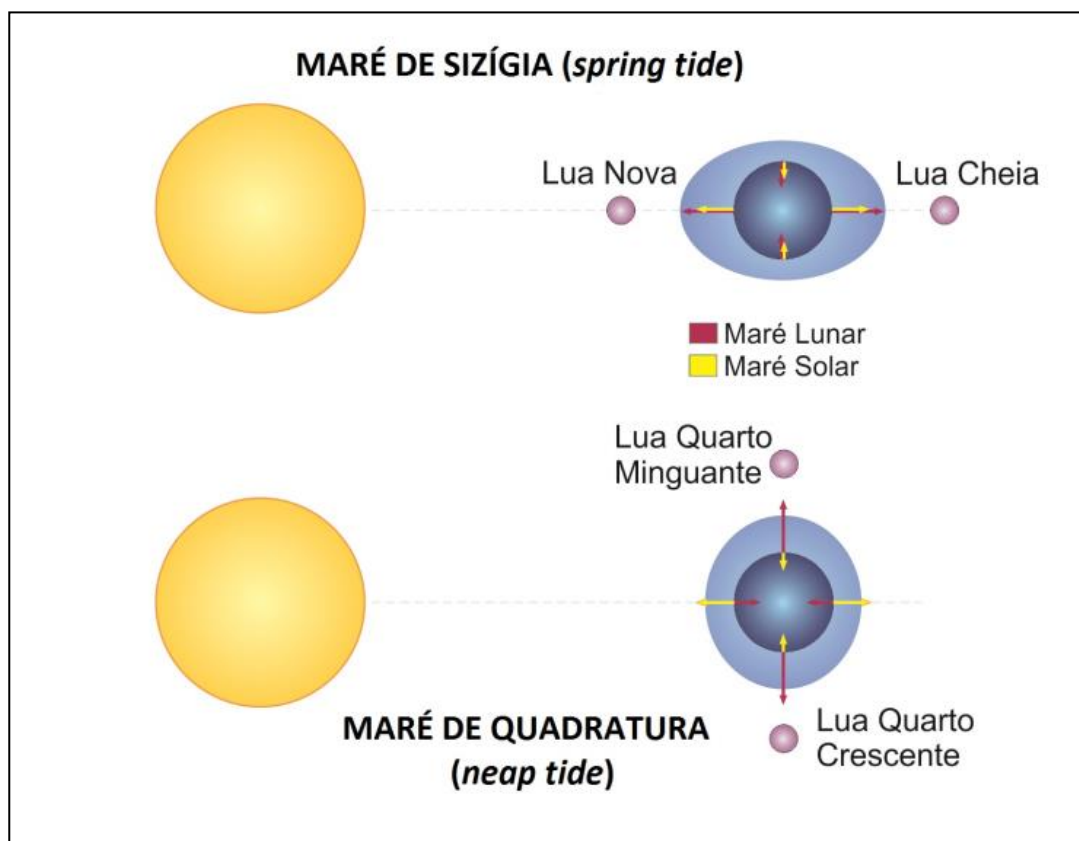


Figura 2.8 - Condições e tipos de marés.

2.2.3 - Classificação morfodinâmica de praias

O estudo da morfodinâmica praias é um método que integra observações morfológicas e dinâmicas numa descrição completa da praia e da zona de arrebentação (Calliari *et al.*, 2003). A hidrodinâmica existente ao longo de uma praia

é o resultado da interação das ondas incidentes, refletidas ou parcialmente refletidas da face da praia, modos ressonantes de oscilações, fluxos permanentes e aperiódicos, que resultam da arrebentação e dos fluxos gerados por ondas e marés (Wright e Short, 1984). O atrito exercido pela água sobre os sedimentos móveis da praia produz diferentes padrões espaciais e temporais em seu transporte, causando mudanças morfológicas, que também passam a influenciar o padrão hidrodinâmico atuante (Calliari *et al.*, 2003). A classificação morfodinâmica das praias foi sugerida em trabalhos realizados em praias australianas (Wright *et al.*, 1979; Wright *et al.*, 1978; Short, 1979a; Short 1979b; Short e Wright, 1981; Short, 1981; Wright *et al.*, 1982; Wright e Short, 1983; Wright e Short, 1984). Estes estudos intensivos identificaram diferentes “estágios” ou “estados” morfodinâmicos nesses ambientes, a partir da integração de fatores morfológicos e hidrodinâmicos, como altura e direção da onda, gradiente da face de praia, distância e tempo de espraimento, entre outros. Esta importante classificação, que foi desenvolvida pela chamada *Escola Australiana de Geomorfologia Costeira*, é utilizada amplamente em praias de micromaré, dominadas pela ação das ondas (Calliari *et al.*, 2003).

A referida classificação reconhece 6 estágios morfodinâmicos distintos, sendo dois deles extremos (refletivo e dissipativo) e quatro intermediários. No estágio dissipativo as praias apresentam um gradiente suave na zona de surfe, com predomínio de sedimentos finos, além mais de uma linha de arrebentação. Praias com essa morfologia apresentam bancos arenosos paralelos à praia, além de serem estáveis morfolologicamente, com poucas mudanças em seu estágio modal. O extremo refletivo é caracterizado por perfis com a face de praia bastante íngreme, com areias normalmente grossas na face de praia, local onde as ondas frequentemente quebram de forma direta. O gradiente torna-se mais suave na antepraia, que pode apresentar areias finas e silte. Os estágios intermediários apresentam maior complexidade morfológica e hidrodinâmica e caracterizam-se por praias, com grande mobilidade, onde ocorrem sequências acrescionais, como bancos arenosos longitudinais (Calliari *et al.*, 2003; Silva *et al.*, 2004).

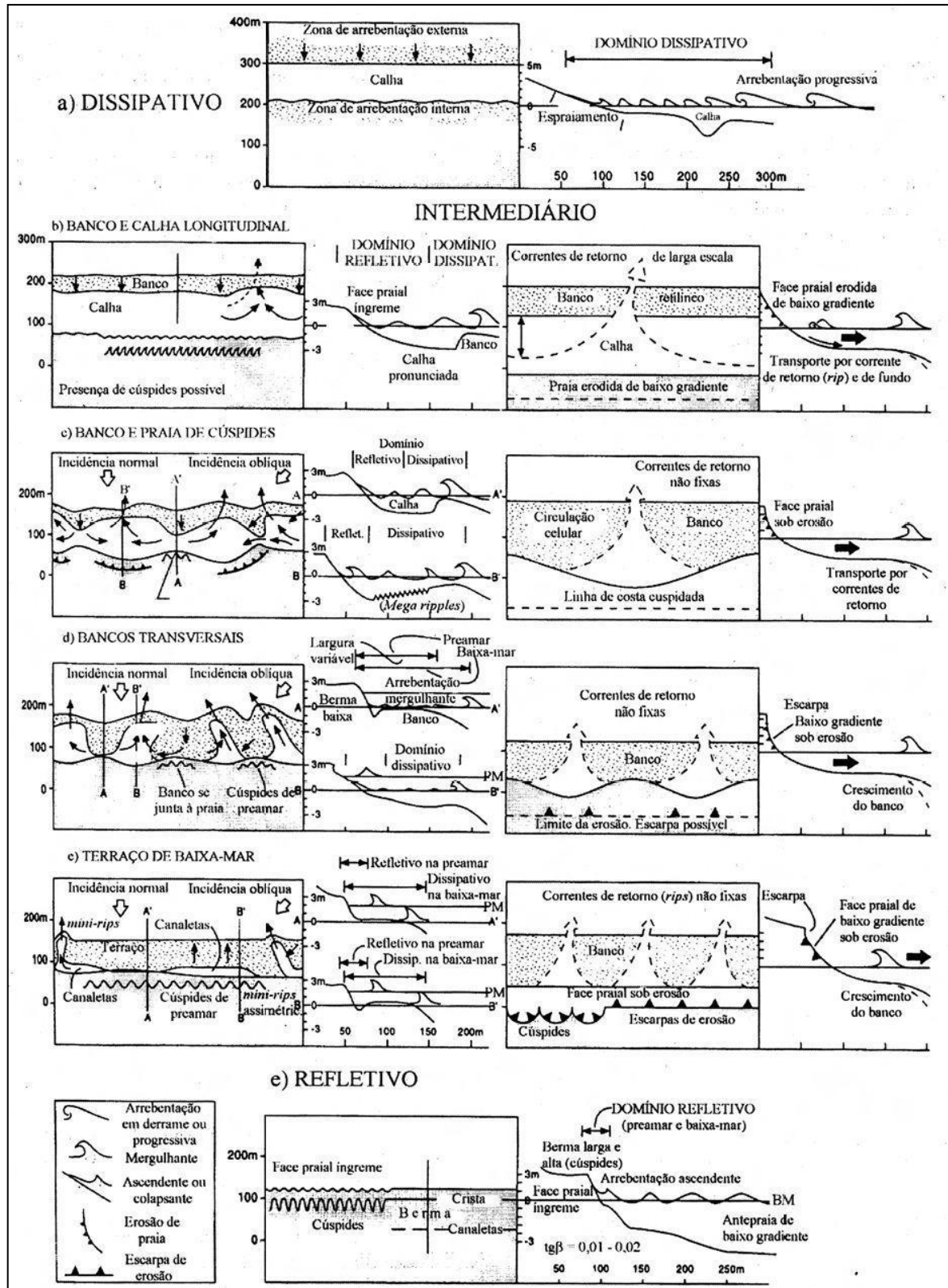


Figura 2.9 - Características dos diversos estágios praias para condições de ondas construtivas (lado esquerdo) e erosivas (lado direito). Fonte: Calliari *et al.* (2003).

Desta forma, é indispensável uma análise integrada dos processos costeiros junto às teorias e modelos existentes para uma maior compreensão dos problemas ambientais visando, sobretudo, a mitigação desses problemas.

2.3 – Aspectos metodológicos da amostragem e da extração de microplásticos

Esta seção é destinada para a discussão da questão metodológica que envolve a amostragem e a extração de microplásticos em praias. A grande diversidade metodológica dessas etapas motivou esta escrita, que busca apresentar o que há de essencial e comum na maioria das metodologias já desenvolvidas, além de definir os principais parâmetros que serão utilizados nesta pesquisa e nos artigos que seguem nos capítulos seguintes.

2.3.1 - A diversidade de definições e métodos de amostragem

O rápido desenvolvimento das pesquisas relacionadas à poluição por microplásticos não foi acompanhado por uma evolução homogênea das técnicas de amostragem e extração desses poluentes. Ainda hoje existe uma falta de consistência nessas técnicas de quantificação de microplásticos nos sedimentos. O resultado desta grande variedade de técnicas aplicadas é a dificuldade de comparação das concentrações entre os estudos, o que muitas vezes torna impossível ou requer cálculos adicionais para esta adequação. De forma geral, a maioria das inconsistências metodológicas está relacionada aos limites do tamanho inferior e superior dos microplásticos. Outro aspecto relevante é a sensibilidade técnica e suas diferentes formas de amostragem, o que produz uma variedade de unidades de medidas.

Esta carência de uma definição clara do tamanho dos microplásticos resultou na divulgação de várias frações de tamanho diferentes na literatura, todas usando o mesmo termo: microplásticos. Deveras, isso implica que muitos dos resultados encontrados na literatura não podem ser comparados diretamente em relação às concentrações microplásticas. Como os microplásticos incluem partículas de até 5 mm (Arthur *et al.*, 2009) e sua extração e identificação com a diminuição das dimensões se tornam cada vez mais desafiadoras, alguns estudos optaram por

definir o limite inferior desses poluentes. Baztan *et al.* (2014), Jayasiri *et al.* (2013) e McDermid e McMullen (2004) sugeriram o limite de 1 mm. Heo *et al.* (2013), Ivar do Sul *et al.* (2009) e Turner e Holmes (2011) optaram por 2 mm, por exemplo. Esta diferença nos limites inferiores e superiores identificada na literatura contribui para que uma grande quantidade de dados sobre a ocorrência e distribuição dos microplásticos seja perdida.

Como forma de superar estas inconsistências um grupo técnico europeu de pesquisa sobre o lixo marinho (Galgani *et al.*, 2013), introduziu os termos microplásticos pequenos (<1 mm) e microplásticos grandes (1-5 mm). Apesar disto, em muitos estudos não existe uma limitação inferior do tamanho deste poluente. Esta inconsistência metodológica pode gerar resultados bastante diferentes da realidade. Estudos que não incluem as frações menores que 1 mm podem estar subestimando as concentrações de microplásticos. Este fato já foi demonstrado na literatura que aponta que entre 35 e 90% de todo microplásticos presente nos ambientes marinhos está abaixo de 1 mm de dimensão (Browne *et al.*, 2010; Eriksen *et al.*, 2013; McDermid e McMullen, 2004; Song *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2014). A figura 2.10 mostra as variações das dimensões dos plásticos segundo Galgani *et al.* (2013).

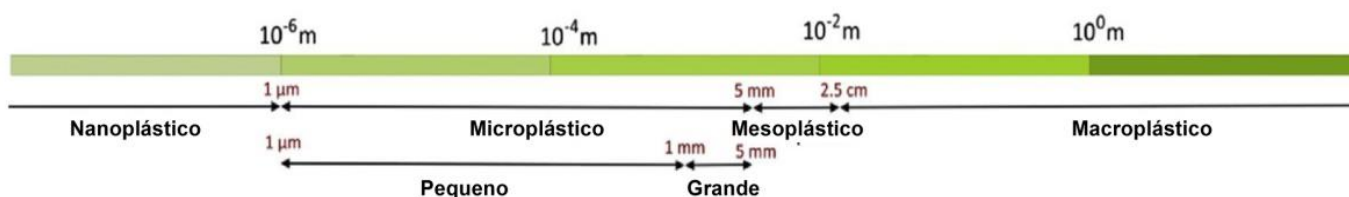


Figura 2.10 - Dimensões dos plásticos segundo Fonte: Adaptado de Galgani *et al.*, 2013.

Existe um conjunto de técnicas de amostragem utilizado no monitoramento de microplásticos nos sedimentos (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Rocha-Santos e Duarte, 2015). Essa diversidade técnica muitas vezes produz diferentes unidades. Apesar de ser possível realizar uma simples conversão para efeito de comparação de estudos em alguns casos, muitas vezes esta comparação é impossível ou necessita de

pressupostos que podem produzir resultados tendenciosos. A escolha da estratégia de amostragem vai determinar a unidade em que as abundâncias observadas serão relatadas (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Alguns estudos produziram resultados a partir da área da superfície, a partir da utilização de um quadrante. Esses estudos frequentemente utilizam a abundância por m² (Ivar do Sul *et al.*, 2009; Lee *et al.*, 2013; Martins e Sobral, 2011). Outros estudos optaram pela utilização da massa da amostra até uma profundidade específica. Neste caso a unidade seria m³ (Ballent *et al.*, 2012; Turra *et al.*, 2014). A conversão entre estas unidades é possível, caso haja informação disponível sobre as profundidades de amostragem nos estudos. Entretanto, em cerca de 20% dos estudos isso não é possível, pois as profundidades de amostragem relatadas podem variar de 0 a 50 cm. Além destas unidades, alguns estudos ainda utilizam amplamente unidades em volume, como mL e L (McDermid e McMullen, 2004; Norén, 2007; Thompson *et al.*, 2004) ou peso (g ou kg, por exemplo, Claessens *et al.*, 2011; Ng e Obbard, 2006 Reddy *et al.*, 2006). A conversão entre esses dois tipos de unidades não é direta devido à necessidade de informação sobre a densidade dos sedimentos, o que na maioria dos estudos não é realizado. Outra variável entre aqueles estudos que utilizam a unidade peso é a diferença entre os resultados gerados a partir do peso seco e o peso úmido dos sedimentos. Essa diferença dificulta ainda mais a conversão de unidades de peso para volume e vice-versa. As diferentes zonas de uma praia, por exemplo, apresentam diferente umidade nos sedimentos. De forma a superar essa variável, muitos autores optam em utilizar o peso seco (Claessens *et al.*, 2011; Dekiff *et al.*, 2014; Ng e Obbard, 2006; Nor e Obbard, 2014; Van Cauwenberghe *et al.*, 2013a; Vianello *et al.*, 2013). A tabela 2.2 mostra alguns trabalhos recentes, os locais de amostragem e os resultados encontrados, bem como a dimensão dos microplástico adotada em cada estudo.

Tabela 2.2 – Comparação entre dimensões de microplásticos adotadas em diferentes trabalhos pelo mundo.

Continente	Localização	Local de amostragem	Tamanho da partícula	Abundância medida	Referência
África	Ilhas Canárias	Praia	1 mm - 5 mm	<1 - >100 g/L	Baztan <i>et al.</i> , 2014
América	Havaí	Praia	1 mm - 15 mm	541 - 18,559 itens/260 L	McDermid e McMullen, 2004
	EUA	Intermaré	250 µm - 4 mm	116 - 215 itens/L	Graham and Thompson, 2009
		Intermaré		105 itens/L	
	Brasil	Praia	2 mm - 5 mm	60 itens/m ²	Ivar do Sul <i>et al.</i> , 2009
	Brasil	Praia	0,5 mm - 1 mm	200 itens/0,01 m ²	Costa <i>et al.</i> , 2010
			1 mm - 20 mm	100 itens/0,01 m ²	
	Havaí	Praia	250 µm - 10 mm	0,12% - 3,3% plástico por peso	Carson <i>et al.</i> , 2011
	Brasil	Planície de maré	1 mm - 10 cm	6,36 - 15,89 itens/m ²	Costa <i>et al.</i> , 2011
	Chile	Praia	1 mm - 4,75 mm	<1 - 805 itens/m ²	Hidalgo-Ruz e Thiel, 2013
	Quebec	Sedimentos de rio	400 µm - 2,16 mm	52 - 13,832 beads/m ²	Castaneda <i>et al.</i> , 2014
Ásia	Nova Escócia	Praia	0,8 µm - 5 mm	20 - 80 fibras/10 g	Mathalon e Hill, 2014
	Singapura	Praia	1,6 µm - 5 mm	0 - 4 itens/250 g seco	Ng and Obbard, 2006
	Índia	Estaleiro de desmonte	1,6 µm - 5 mm	81,4 mg/kg	Reddy <i>et al.</i> , 2006
	Coreia do Sul	Linha de maré alta	2 mm - 10 mm	913 itens/m ²	Heo <i>et al.</i> , 2013
	Índia	Praia	1 mm - 5 mm	10 - 180 itens/m ²	Jayasiri <i>et al.</i> , 2013
	Coréia do Sul	Praia - estação seca	1 mm - 5 mm	8205 itens/m ²	Lee <i>et al.</i> , 2013
		Praia - estação chuvosa		27606 itens/m ²	
	Singapura	Manguezal	1,6 µm - 5 mm	36,8 itens.kg ⁻¹ seco	Nor e Obbard, 2014
	Pacífico NW	Fossa em mar profundo	300 µm - 5 mm	60 - 2020 itens/m ²	Fisher <i>et al.</i> , 2015
	Coréia do Sul	Praia	50 µm - 5 mm	56 - 285,673 itens/m ²	Kim <i>et al.</i> , 2015
Europa	Reino Unido	Praia	1,6 µm - 5 mm	0,4 fibras/50 mL	Thompson <i>et al.</i> , 2004
		Estuário		2,4 fibras/50 mL	
		Intermaré		5,6 fibras/50 mL	
	Suécia	Intermaré	2 µm - 5 mm	2 - 332 itens/100 mL	Norén, 2007
	Reino Unido	Praia	1,6 µm - 1 mm	<1 - 8 itens/50 mL	Browne <i>et al.</i> , 2010
	Reino Unido	Praia - Mar do Norte	38 µm - 1 mm	0,2 - 0,8 fibras/50 mL	Browne <i>et al.</i> , 2011
		Praia		0,4 - 1 fibras/50 mL	
	Bélgica	Porto	38 µm - 1 mm	166,7 itens.kg ⁻¹ seco	Claessens <i>et al.</i> , 2011
		Plataforma continental		97,2 itens.kg ⁻¹ seco	
		Praia		92,8 itens.kg ⁻¹ seco	
	Portugal	Praia	1,2 µm - 5 mm	133,3 itens/m ²	Martins e Sobral, 2011
	Alemanha	Praia urbanizada	1 mm - 15 mm	5000 - 7000 itens/m ³	Ballent <i>et al.</i> , 2012
		Praia preservada		150- 700 itens/m ³	
	Alemanha	Planície de maré	1,2 µm - 5 mm	0 - 621 itens/10 g	Liebezeit e Dubaish, 2012
	Itália	Lago	9 µm - 5 mm	1108 itens/m ²	Imhof <i>et al.</i> , 2013
	Grécia	Praia	1 mm - 2 mm	57 - 602 itens/m ²	Kaberi <i>et al.</i> , 2013
			2 mm - 4 mm	10 - 575 itens/m ²	
	Bélgica	Linha de maré alta	38 µm - 1 mm	9,2 itens.kg ⁻¹ seco	Van Cauwenberghe <i>et al.</i> , 2013
		Linha de maré baixa		17,7 itens.kg ⁻¹ seco	
	Itália	Intermaré	0,7 µm - 1 mm	672 - 2175 itens.kg ⁻¹ seco	Vianello <i>et al.</i> , 2013
	Alemanha	Praia	<1 mm	1,3 - 2,3 itens.kg ⁻¹ seco	Dekiff <i>et al.</i> , 2014
	Eslovênia	Praia	0,25 - 1 mm	177,8 itens.kg ⁻¹ seco	Laglbauer <i>et al.</i> , 2014
		Litoral		170,4 itens.kg ⁻¹ seco	
Pelo mundo		Mar profundo	5 µm - 1 mm	0,5 itens/cm ²	Van Cauwenberghe <i>et al.</i> , 2013

2.3.2 – A diversidade nos métodos de extração

A etapa posterior a amostragem é a extração. Independente da origem dos sedimentos, seja oriundo de praia, estuários ou do fundo marinho, diferentes métodos de extração podem ser utilizados para separar os microplásticos da matriz arenosa ou lamosa. A separação por diferença de densidade é o método mais comum. Este processo pode ser obtido pela agitação da amostra de sedimento em uma solução concentrada de cloreto de sódio (NaCl) de densidade $1,2 \text{ g cm}^{-3}$ (Thompson *et al.*, 2004). Entretanto, em muitos casos esta solução só consegue extrair os plásticos de baixa densidade que flutuam na superfície do mar. Visando superar esta questão, muitos autores passaram a utilizar sais com maiores densidades. Liebezeit *et al.* (2012) e Imhof *et al.* (2013) utilizaram cloreto de zinco (ZnCl_2 , $1,5 - 1,7 \text{ g cm}^{-3}$), enquanto Dekiff *et al.* (2014) e Van Cauwenberghe *et al.* (2013a) e Van Cauwenberghe *et al.* (2013b) usaram uma solução de iodeto de sódio (NaI, $1,6 - 1,8 \text{ g cm}^{-3}$). Estas adaptações deram maior eficiência na extração de microplásticos, principalmente aqueles de maior densidade, como o cloreto de polivinilo (PVC) e tereftalato de polietileno (PET), com densidades superiores a $1,14$ e $1,32 \text{ g cm}^{-3}$, respectivamente. A omissão de plásticos de alta densidade nos estudos por contribuir para uma subestimação dos resultados, uma vez que esses plásticos compõem mais de 17% do plástico produzido mundialmente (PlasticsEurope, 2013).

2.3.3 – A escolha da estratégia de amostragem e extração

O avanço dos métodos e técnicas de amostragem e extração em todo o mundo (Claessens *et al.*, 2013; Fries *et al.*, 2013; Harrison *et al.*, 2012; Imhof *et al.*, 2012; Nuelle *et al.*, 2014) tem contribuído para uma maior harmonização e padronização de técnicas e protocolos para a pesquisa e o monitoramento de microplásticos. Diante disto, como forma de seguir uma padronização, foram consideradas as proposições de Basley *et al.* (2017) na execução da presente pesquisa. Esses autores realizaram um extenso levantamento bibliográfico, com revisão detalhada da literatura e um estudo de caso. As conclusões do referido estudo apontaram que a profundidade de amostragem, local de amostragem, número de repetição das extrações, além dos tempos de duração de cada etapa,

são parâmetros críticos. Os resultados do estudo de caso determinaram em que medida essas diferenças influenciam nos resultados. Além disso, os autores sugeriram um procedimento padrão de amostragem e extração de microplásticos em areias de praia, que foi adaptado e seguido na presente pesquisa, conforme mostra a figura 2.11.

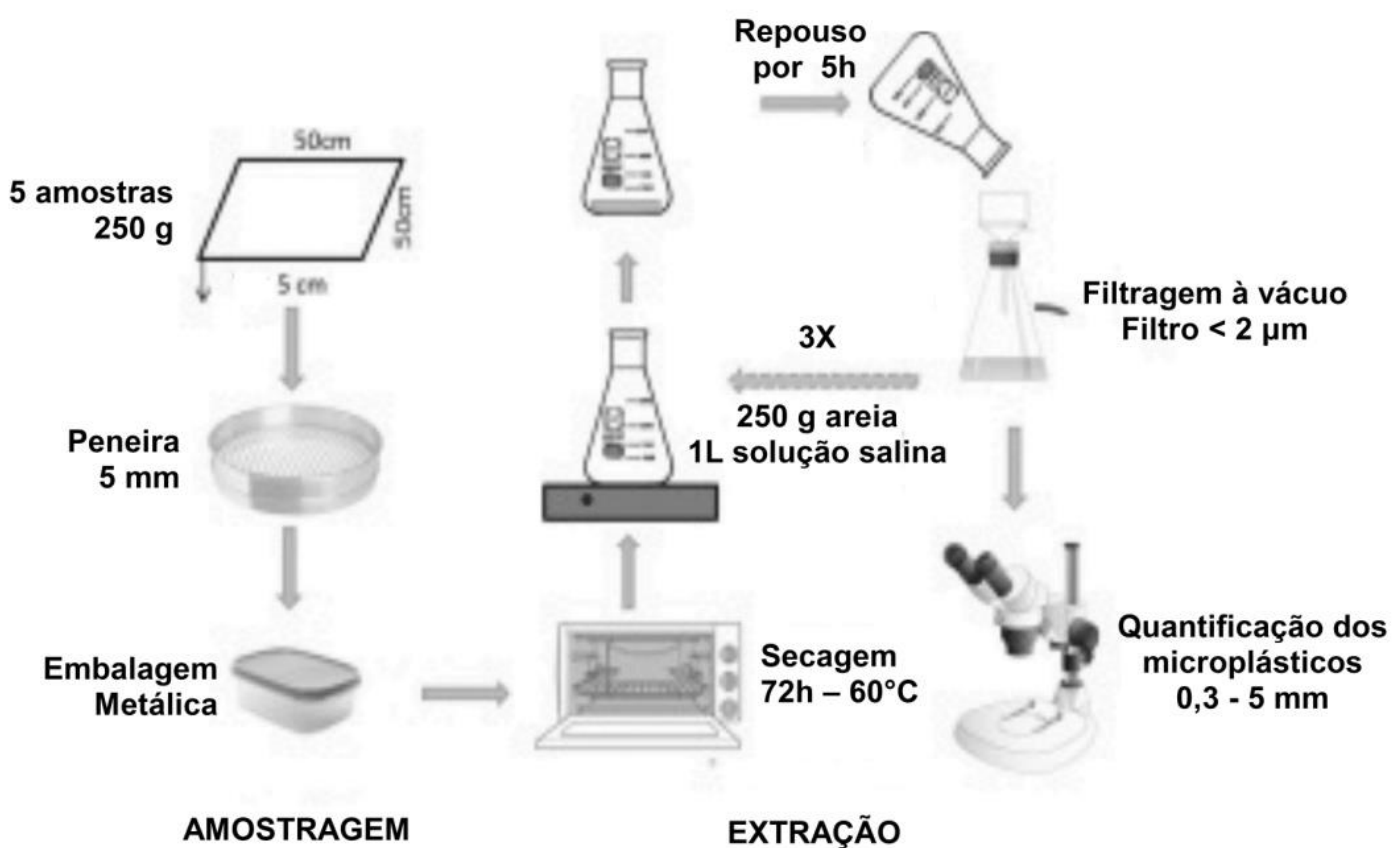


Figura 2.11 - Padrão de amostragem e extração de microplásticos em areias de praia, adaptado de Besley *et al.* (2017).

2.4 – Referências do capítulo

Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin 62, 1596–1605.

- Andrady, A.L., Neal, M.A., 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1977–1984.
- Arthur, C., Baker, J., Bamford, H., 2009. Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects and fate of microplastic marine debris. In: NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30, p. 49.
- Ashton, K., Holmes, L., Turner, A., 2010. Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 60, 2050–2055.
- Ballent, A., Corcoran, P. L., Madden, O., Helm, P. A., Longstaffe, F. J., 2016. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin* 110, 383–395.
- Ballent, A., Purser, A., de Jesus Mendes, P.P.S., Thomsen, L., 2012. Physical transport properties of marine microplastic pollution. *Biogeosci. Discuss.* 9, 18755–18798.
- Barboza, L.G.A., Gimenez, B.C.G., 2015. Microplastics in the marine environment: current trends and future perspectives. *Mar. Pollut. Bull.* 97, 5–12.
- Barnes, D.K.A., 2002. Biodiversity: invasions by marine life on plastic debris. *Nature* 416, 808–809.
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1985–1998.
- Baztan, J., Carrasco, A., Chouinard, O., Cleaud, M., Gabaldon, J.E., Huck, T., Jaffres, L., Jorgensen, B., Miguelez, A., Paillard, C., Vanderlinden, J.-P., 2014. Protected areas in the Atlantic facing the hazards of micro-plastic pollution: first diagnosis of three islands in the Canary Current. *Mar. Pollut. Bull.* 80, 302–311.
- Besley, A., Vijver, M. G., Behrens, P., Bosker, T., 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin* 114, 77–83.

Betts, K., 2008. Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans. *Environmental Science & Technology* 42, 8995.

Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L., Moore, C.J., 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 60, 2275–2278.

Bolton, T.F., Havenhand, J.N., 1998. Physiological versus viscosity-induced effects of an acute reduction in water temperature on microsphere ingestion by trochophore larvae of the serpulid polychaete *Galeolaria caespitosa*. *Journal of Plankton Research* 20, 2153–2164.

Braga, F.P.S. Morfologia e sedimentologia da praia de macromaré de Ajuruteua, Pará: um estudo para definição de índices de sensibilidade ambiental ao derramamento de óleo. 2007. 116f. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica). Universidade Federal do Pará, Belém.

Brillant, M., MacDonald, B., 2002. Postingestive selection in the sea scallop (*Placopecten magellanicus*) on the basis of chemical properties of particles. *Marine Biology* 141, 457–465.

Brown, A.C., McLachlan, A. 1990. *Ecology of Sandy Shores*. Amsterdam, Elsevier, 327p.

Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T.S., Thompson, R.C., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175-9179.

Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C., 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology* 42, 5026–5031.

Browne, M.A., Galloway, T., Thompson, R., 2007. Microplastic – an emerging contaminant of potential concern? *Integrated Environmental Assessment and Management* 3, 559–561.

- Browne, M.A., Galloway, T.S., Thompson, R.C., 2010. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science & Technology* 44, 3404–3409.
- Cadore, S., Matoso, E., Santos, M. C., 2008. A espectrometria atômica e a determinação de elementos metálicos em material polímero. *Química Nova*, v.3 (6): 1533-1542.
- Calliari, L.; Muehe, D.; Hoefel, F.; Toldo J.R., 2003. Morfodinâmica Praial: uma Breve Revisão. *Revista Brasileira de Oceanografia* vol. 51, 63-78.
- Carpenter, E.J., Smith, K.L., 1972. Plastics on the sargasso sea surface. *Science* 175, 1240–1241.
- Carson, H.S., Colbert, S.L., Kaylor, M.J., McDermid, K.J., 2011. Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1708-1713.
- Castañeda, R.A., Avlijas, S., Simard, M.A., Ricciardi, A., 2014. Microplastic pollution in St. Lawrence river sediments. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 70, 1767-1771.
- Christopherson, R.W. Geossistemas. Uma introdução à Geografia Física. Porto Alegre: Bookman, 2012.
- Claessens, M., De Meester, S., Van Landuyt, L., De Clerck, K., Janssen, C.R., 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2199-2204.
- Costa, M.F., Ivar do Sul, J.A., Silva-Cavalcanti, J.S., Araújo, M.C.B., Spengler, A., Tourinho, P.S., 2010. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach. *Environ. Monit. Assess.* 168, 299-304.
- Costa, M.F., Silva-Cavalcanti, J.S., Barbosa, C.C., Portugal, J.L., Barletta, M., 2011. Plastics buried in the inter-tidal plain of a tropical estuarine ecosystem. *J. Coast. Res.* SI 64, 339-343.
- Davis, R.A. Jr. Coastal Sedimentary Environments. New York: Springer-Verlag, 2ª ed. 716p. 1985.

- Davison, P., Asch, R.G., 2011. Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Marine Ecology Progress Series* 432, 173–180.
- Dekiff, J.H., Remy, D., Klasmeier, J., Fries, E., 2014. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. *Environ. Pollut.* 186.
- Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44, 842–852.
- Doyle, M.J., Watson, W., Bowlin, N.M., Sheavly, S.B., 2011. Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. *Marine Environmental Research* 71, 41–52.
- Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J., 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS One* 9, e111913.
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S., 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar. Pollut. Bull.* 77, 177-182.
- Fendall, L.S., Sewell, M.A., 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1225–1228.
- Fisher, V., Elsner, N.O., Brenke, N., Schwabe, E., Brandt, A., 2015. Plastic pollution of the Kuril-Kamchatka Trench area (NW Pacific). *Deep Sea Res. II* 111, 399-405.
- Fok, L., Cheung, P. K., Tang, G., Li, W. C., 2017. Size distribution of stranded small plastic debris on the coast of Guangdong, South China. *Environmental Pollution* 220, 407-412.
- Fok, L., Cheung, P.K., 2015. Hong Kong at the Pearl River Estuary: a hotspot of microplastic pollution. *Mar. Pollut. Bull.* 99, 112-118.
- Frias, J.P.G.L., Sobral, P., Ferreira, A.M., 2010. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1988–1992.

- Fries, E., Dekiff, J.H., Willmeyer, J., Nuelle, M.-T., Ebert, M., Remy, D., 2013. Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environ. Sci. Process. Impacts* 15, 1949-1956.
- Galgani, F., Fleet, D., Franeker, J.V., Katsanevakis, S., Maes, T., Mouat, J., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Birkun, A., Janssen, C., 2010. Task group 10 report: marine litter. In: Zampoukas, N. (Ed.), *Marine Strategy Framework Directive*. JRC, IFREMER & ICES.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., De Vrees, L., 2013. Marine litter within the European Marine strategy framework directive. *ICES J. Mar. Sci.* 70, 1055-1064.
- Graham, E.R., Thompson, J.T., 2009. Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 368, 22–29.
- Gregory, M.R., 1996. Plastic ‘scrubbers’ in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin* 32, 867–871.
- Gregory, M.R., 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings: entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 2013–2025.
- Gross, M., 2015. Oceans of plastic waste. *Curr. Biol.* 25, R93–R96.
- Harrison, J.P., Ojeda, J.J., Romero-González, M.E., 2012. The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic microplastics in marine sediments. *Sci. Total Environ.* 416, 455-463.
- Hart, M.W., 1991. Particle captures and the method of suspension feeding by echinoderm larvae. *The Biological Bulletin* 180, 12–27.
- Heo, N.W., Hong, S.H., Han, G.M., Hong, S., Lee, J., Song, Y.K., Jang, M., Shim, W.J., 2013. Distribution of small plastic debris in cross-section and high strandline on Heungnam Beach, South Korea. *Ocean Sci. J.* 48, 225-233.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46, 3060-3075.

Hidalgo-Ruz, V., Thiel, M., 2013. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): a study supported by a citizen science project. *Mar. Environ. Res.* 87-88, 12-18.

Hoefel, F.G. 1998. Morfodinâmica de praias arenosas oceânicas: uma revisão bibliográfica. Editora da Univali. Itajaí. 92p.

Imhof, H.K., Ivleva, N.P., Schmid, J., Niessner, R., Laforsch, C., 2013. Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Curr. Biol.* 23, R867-R868.

Imhof, H.K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N.P., Laforsch, C., 2012. A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnol. Oceanogr. Methods* 10, 524-537.

Ivar do Sul, J. A., Costa, M. F., 2014. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution* 185, 352-364.

Ivar do Sul, J.A., Spengler, A., Costa, M.F., 2009. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1236-1238.

Jayasiri, H.B., Purushothaman, C.S., Vennila, A., 2013. Quantitative analysis of plastic debris on recreational beaches in Mumbai, India. *Mar. Pollut. Bull.* 77, 107-112.

Kaberi, H., Tsangaris, C., Zeri, C., Mousdis, G., Papadopoulos, A., Streftaris, N., 2013. Microplastics along the shoreline of a Greek island (Kea isl., Aegean Sea): types and densities in relation to beach orientation, characteristics and proximity to sources. In: 4th International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics (CEMEPE) and SECOTOX Conference, Mykonos Island, Greece, pp. 197-202.

- Kim, I.-S., Chae, D.-H., Kim, S.-K., Choi, S., Woo, S.-B., 2015. Factors influencing the spatial variation of microplastics on high-tidal coastal beaches in Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* Advanced online publication.
- Kunz, A., Walther, B. A., Löwemark, L., Lee, Y., 2016. Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 111, 126–135.
- Laglbauer, B.J.L., Franco-Santos, R.M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M., Deprez, T., 2014. Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Mar. Pollut. Bull.* 89, 356-366.
- Law, K.L., Moret-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E.E., Hafner, J., Reddy, C.M., 2010. Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, 1185–1188.
- Lee, J., Hong, S., Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, Y.J., Jang, M., Heo, N.W., Han, G.M., Lee, M.J., Kang, D., Shim, W.J., 2013. Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea. *Mar. Pollut. Bull.* 77, 349-354.
- Liebezeit, G., Dubaish, F., 2012. Microplastics in beaches of the East Frisian islands Spiekeroog and Kachelotplate. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 89, 213-217.
- Lithner, D., Damberg, J., Dave, G., Larsson, A., 2009. Leachates from plastic consumer products - Screening for toxicity with *Daphnia magna*. *Chemosphere* 74, 1195–1200.
- Lithner, D., Larsson, Å., Dave, G., 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the Total Environment* 409, 3309–3324.
- Lobelle, D., Cunliffe, M., 2011. Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine Pollution Bulletin* 62, 197–200.
- Lozano, R.L., Mouat, J., 2009. Marine Litter in the North-East Atlantic Region: Assessment and Priorities for Response. KIMO International.

- Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K., Taillandier, V., 2009. Floating marine debris surface drift: convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1347–1355.
- Martins, J., Sobral, P., 2011. Plastic marine debris on the Portuguese coastline: a matter of size? *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1649-1653.
- Mathalon, A., Hill, P., 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Mar. Pollut. Bull.* 81, 69-79.
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T., 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology* 35, 318–324.
- McDermid, K.J., McMullen, T.L., 2004. Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 790-794.
- Moore, C.J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research* 108, 131–139.
- Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K., Weisberg, S.B., 2001. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 42, 1297–1300.
- Moore, C.J., Moore, S.L., Weisberg, S.B., Lattin, G.L., Zellers, A.F., 2002. A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 44, 1035–1038.
- Moreira, F. T., Balthazar-Silva, D., Barbosa, L., Turra, A., 2016. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. *Environmental Pollution* 218, 313-321.
- Morét-Ferguson, S., Law, K.L., Proskurowski, G., Murphy, E.K., Peacock, E.E., Reddy, C.M., 2010. The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1873–1878.
- Muehe, D., 2001. Geomorfologia Costeira. In: Guerra, A.J.T.; Cunha, S.B. Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. 4ª Ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001.

- Muehe, D., Fernandez, G. B., Bulhões, E. M. R., 2011. Avaliação da vulnerabilidade física da orla costeira em nível local, tomando como exemplo o arco praial entre Rio das Ostras e o Cabo Búzios – RJ. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 12 (2), 45-58.
- Ng, K.L., Obbard, J.P., 2006. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 761-767.
- Nor, N.H.M., Obbard, J.P., 2014. Microplastics in Singapore's coastal mangrove system. *Mar. Pollut. Bull.* 79, 278-283.
- Norén, F., 2007. Small Plastic Particles in Coastal Swedish Waters. KIMO Sweden Report, p. 11.
- Nuelle, M.-T., Dekiff, J.H., Remy, D., Fries, E., 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environ. Pollut.* 184, 161-169.
- O'Brine, T., Thompson, R.C., 2010. Degradation of plastic carrier bags in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 60, 2279–2283.
- Patel, M.M., Goyal, B.R., Bhadada, S.V., Bhatt, J.S., Amin, A.F., 2009. Getting into the brain: approaches to enhance brain drug delivery. *CNS Drugs* 23, 35–58.
- PlasticsEurope, 2010. *Plastics – The Facts 2010*.
- PlasticsEurope, 2013. *Plastics - the Facts 2013. An Analysis of European Latest Plastics Production, Demand and Waste Data*. Plastics Europe: Association of Plastic Manufacturers, Brussels, p. 40.
- Pruter, A.T., 1987. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 18, 305–310.
- Rands, M.R.W., Adams, W.M., Bennun, L., Butchart, S.H.M., Clements, A., Coomes, D., Entwistle, A., Hodge, I., Kapos, V., Scharlemann Jr., P.W. Sutherland, W.J., Vira, B., 2010. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *Science* 329, 1298–1303.
- Reddy, M.S., Basha, S., Adimurthy, S., Ramachandraiah, G., 2006. Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya shipbreaking yard, India. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 68, 656-660.

- Retama, I., Jonathan, M.P., Shruti, V.C., Velumani, S., Sarkar, S.K., Roy, P. D., Rodríguez-Espinosa, P.F., 2016. Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 113, 530–535.
- Rios, L.M., Moore, C., Jones, P.R., 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin* 54, 1230–1237.
- Rocha-Santos, T., Duarte, A.C., 2015. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *Trends Anal. Chem.* 65, 47-53.
- Roy, P.K., Hakkarainen, M., Varma, I.K., Albertsson, A.-C., 2011. Degradable polyethylene: fantasy or reality. *Environmental Science & Technology* 45, 4217–4227.
- Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A., Moloney, C.L., 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1999–2012.
- Schmiegelow, J.M.M. O planeta azul. Rio de Janeiro: Interciência, 2004.
- Shaw, D.G., Day, R.H., 1994. Colour- and form-dependent loss of plastic microdebris from the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 28, 39–43.
- Short, A. D. 1979a. Wave power and beach stages: A global model. In: *International Conference on Coastal Engineering 16*. Hamburg, 1978. Proceedings. Hamburg, ASCE. p. 1045-1062.
- Short, A. D. 1979b. Three dimensional beach stage model. *J. Geol.*, 87(5):553-571.
- Short, A. D. 1981. Beach response to variation in breaker height. In: *International Conference on Coastal Engineering 17*. Sydney, 1981. Proceedings. Sydney, ASCE. p. 1016-1035.
- Short, A. D., Wright, L. D. 1981. Beach systems of the Sydney region. *Aust. Geogr.*, 15:8-16.

Silva C.G., Patchineelam S.M., Baptista Neto J.A., Ponzi V.R.A. 2004. Ambientes de sedimentação costeira e processos morfodinâmicos atuantes na linha de costa. In: Baptista Neto J.A., Ponzi V.G.A., Sichel S.E. (Eds.). *Introdução à Geologia Marinha*. Interciência, Rio de Janeiro, 175-218p.

Sivan, A., 2011. New perspectives in plastic biodegradation. *Current Opinion in Biotechnology* 22, 422–426.

Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Kang, J.-H., Kwon, O.Y., Han, G.M., Shim, W.J., 2014. Large accumulation of micro-sized synthetic polymer particles in the sea surface microlayer. *Environ. Sci. Technol.* 48, 9014-9021.

Souza, C.R.G., Suguio, K. 1998. Método morfo-sedimentológico para a identificação de células de deriva litorânea. *Geosul, Florianópolis, SC. Edição Especial*, 14 (27): 243-247.

Souza, C.R; Suguio, K.; Oliveira, A.M.S.; Oliveira, P.E.(Eds). *Quaternário do Brasil*. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2005.

Suguio, K. *Dicionário de Geologia Marinha*. T.A. São Paulo: T. A. Queiroz, 1992. 171 p.

Sutherland, W.J., Clout, M., Côté, I.M., Daszak, P., Depledge, M.H., Fellman, L., Fleishman, E., Garthwaite, R., Gibbons, D.W., De Lurio, J., Impey, A.J., Lickorish, F., Lindenmayer, D., Madgwick, J., Margerison, C., Maynard, T., Peck, L.S., Pretty, J., Prior, S., Redford, K.H., Scharlemann, J.P.W., Spalding, M., Watkinson, A.R., 2010. A horizon scan of global conservation issues for 2010. *Trends in Ecology & Evolution* 25, 1–7.

Talsness, C.E., Andrade, A.J.M., Kuriyama, S.N., Taylor, J.A., vom Saal, F.S., 2009. Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 2079–2096.

Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R.U., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Bjarn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y.,

Imamura, A., Saha, M., Takada, H., 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 2027–2045.

Thompson, R., Moore, C., Andrady, A., Gregory, M., Takada, H., Weisberg, S., 2005. New directions in plastic debris. *Science*, 1117b.

Thompson, R.C., 2006. 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, pp. 107–115.

Thompson, R.C., Moore, C.J., vom Saal, F.S., Swan, S.H., 2009a. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 2153–2166.

Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304, 838-838.

Thompson, R.C., Swan, S.H., Moore, C.J., vom Saal, F.S., 2009b. Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1973–1976.

Tourinho, P.S., Ivar do Sul, J.A., Fillmann, G., 2010. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin* 60, 396–401.

Turner, A., Holmes, L., 2011. Occurrence, distribution and characteristics of beached plastic production pellets on the island of Malta (central Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.* 62, 377-381.

Turra, A., Manzano, A.B., Dias, R.J.S., Mahiques, M.M., Barbosa, L., Balthazar-Silva, D., Moreira, F.T., 2014. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. *Sci. Report* 4, 4435.

Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B., Mees, J., Janssen, C.R., 2013a. Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. *Mar. Pollut. Bull.* 73, 161-169.

Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C.R., 2013b. Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environ. Pollut.* 182, 495-499.

van Franeker, J.A., 2010. Fulmar litter EcoQO Monitoring in the Netherlands 1979–2008 in Relation to EU Directive 2000/59/EC on Port Reception Facilities. IMARES, Wageningen UR.

van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.-L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.-O., Pedersen, J., Stienen, E.W.M., Turner, D.M., 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution* 159, 2609–2615.

Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L., 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: first observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 130, 54-61.

vom Saal, F.S., Parmigiani, S., Palanza, P.L., Everett, L.G., Ragaini, R., 2008. The plastic world: sources, amounts, ecological impacts and effects on development, reproduction, brain and behavior in aquatic and terrestrial animals and humans. *Environ. Res.* 108, 127–130.

Wilson, D.S., 1973. Food size selection among copepods. *Ecology* 54, 909–914.

Winston, J.E., 1982. Drift plastic – an expanding niche for a marine invertebrate. *Marine Pollution Bulletin* 13, 348–351.

Wright, L. D., Short, A. D. 1983. Morphodynamics of beaches and surf zones in Australia. In: Komar P. D. ed. *Handbook of coastal processes and erosion*. Boca Raton, CRC Press, p. 35-64.

Wright, L. D., Short, A. D., 1984. Morphodynamic Variability of Surf Zones and Beaches: a Synthesis. *Marine Geology*, 56 p. 93-118.

Wright, L. D.; Chappell, J.; Thorn, B.G.; Bradshaw, M. P.; Cowell, P. 1979. Morphodynamics of reflective and dissipative beach and inshore systems: Southeastern Australia. *Mar. Geol.*,32(1-2):105-140.

Wright, L. D.; Thorn, B. G.; Chappell, J. 1978. Morphodynamic variability of high energy beaches. In: International Conference on Coastal Engineering, 16. Hamburg, 1978. Proceedings. Hamburg, ASCE. p. 1180-1194.

Wright, L.D., Guza, R.T., Short, A.D., 1982. Dynamics of high energy dissipative surf zone. *Marine Geology*. 45: 41-62.

Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., Li, D., 2014. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. *Mar. Pollut. Bull.* 86, 562-568.

Zitko, V., Hanlon, M., 1991. Another source of pollution by plastics: skin cleansers with plastic scrubbers. *Marine Pollution Bulletin* 22, 41–42.

CAPÍTULO 3. OCORRÊNCIA E DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS AO LONGO DE PRAIAS COM DIFERENTES CONDIÇÕES MORFODINÂMICAS NO LESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL

3.1 - Introdução

Os plásticos são polímeros orgânicos sintéticos derivados da polimerização de monômeros extraídos de petróleo ou gás (Cole *et al.*, 2011). Seu consumo pela humanidade tem aumentado intensamente nas últimas décadas. Em 1979 o consumo global de plástico foi estimado em 62 milhões de toneladas e aumentou para 160 milhões de toneladas em 2000 (Besley *et al.*, 2017). Em 2014 a produção mundial alcançou mais de 300 milhões de toneladas (Plastics Europe, 2015). O plástico é considerado o principal material do século 21 devido a sua versatilidade, resistência e durabilidade à degradação. Sua aplicação é generalizada tanto na indústria como no consumo. Entretanto, o seu descarte inapropriado tem causado uma série de impactos ambientais (Castillo *et al.*, 2016). Estima-se que mais de 8 milhões de toneladas têm entrado anualmente em ambientes marinhos (Jambeck *et al.*, 2015), alterando de modo significativo esses ambientes e as formas de vida presentes.

Dentre os vários tamanhos de plásticos presentes nos ambientes, um tem gerado bastante preocupação: os microplásticos. A dimensão de um microplástico tem variado na literatura, mas seu limite superior tem sido definido como 5 mm (Andrady, 2011; Cole *et al.*, 2011; Anderson *et al.*, 2016). Quanto aos grupos os microplásticos podem ser classificados como primários ou secundários. Os primários incluem produtos plásticos fabricados originalmente nas dimensões abaixo das citadas anteriormente. Os microplásticos presentes em produtos de limpeza ou cosméticos são exemplos desse grupo primário. Os microplásticos do grupo secundário incluem fibras ou fragmentos de plásticos maiores, originários em redes de pesca, linhas, matérias-primas industriais, produtos de consumo, artigos domésticos, entre outros, que foram se desagregando ao longo do tempo devido à umidade, a temperatura, a raios UV ou através de interações bióticas (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015; Vermeiren *et al.*, 2016). Esse segundo grupo pode estar relacionado à ambientes com maiores densidades populacionais. Embora a

compreensão da sua distribuição ainda seja limitada (Ballent *et al.*, 2012; Desforges *et al.*, 2014), acredita-se que os microplásticos secundários sejam os principais nos ambientes marinhos (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012).

Os microplásticos têm sido estudados em diferentes ambientes naturais como, por exemplo, rios (Mani *et al.*, 2015; Horton *et al.*, 2017), estuários (Sadri e Thompson 2014; Zhao *et al.*, 2015; Wessel *et al.*, 2016), praias (Fok e Cheung, 2015, Ballent *et al.*, 2016; Kunz *et al.*, 2016; Moreira *et al.*, 2016; Retama *et al.*, 2016; Fok *et al.*, 2017; Besley *et al.*, 2017), oceanos abertos (Eriksen *et al.*, 2013; Cozar *et al.*, 2014; Fazey e Ryan 2016) e em oceanos profundos (Van Cauwenberghe *et al.*, 2013a; Schulz *et al.*, 2015). Seja qual for o ambiente estudado os microplásticos representam uma grande ameaça à biota marinha. Seu pequeno tamanho o leva a ser confundido facilmente com alimento e ingerido por diversos microorganismos (Bond *et al.*, 2013). Esse processo torna os organismos marinhos extremamente vulneráveis à ingestão desses poluentes, com efeito direto aos níveis tróficos maiores devido a bioacumulação. Outro aspecto a ser destacado é a afinidade dos microplásticos com uma grande variedade de produtos contaminantes como PCBs, PBDEs, HPAs, DDT e bisfenol A (Hirai *et al.*, 2011; Bakir *et al.*, 2014), metais (Aston *et al.*, 2010; Holmes *et al.*, 2012; Brennecke *et al.*, 2016); entre outros produtos químicos (por exemplo, Nonilfenol) (Teuten *et al.*, 2007, Mathalon e Hill, 2014).

A preocupação é ainda maior nas praias arenosas. Esses ecossistemas dinâmicos naturais estão se tornando cada vez mais perturbados pelo uso humano intenso, pelo desenvolvimento costeiro e pela evolução erosiva (Bessa *et al.*, 2014). Esse conjunto de fatores torna as praias arenosas os locais mais prováveis para a geração de microplásticos para os oceanos (Andrady, 2011). Lee *et al.* (2013) determinaram as relações entre as abundâncias de macro, meso e microplásticos em praias da Coreia do Sul em diferentes estações do ano. Mathalon e Hill (2014) analisaram a contaminação por microplásticos em praias na costa oriental da Nova Escócia, Canadá. O estudo avaliou sedimentos e mexilhões de uma praia exposta e duas praias protegidas na região. Kuo e Wang (2014) investigaram quantidade e densidade de microplásticos em praias ao norte de Taiwan em diferentes estações do ano e condições de maré. Também em Taiwan Kunz *et al.* (2016) analisaram a distribuição e quantificaram microplásticos em praias. Nel e Froneman (2015)

realizaram uma análise quantitativa da poluição por microplásticos ao longo do litoral sudeste da África do Sul. Em estudo mais recente Nel *et al.* (2016) investigaram as diferenças na quantidade de microplásticos em sedimentos de praias com diferentes densidades populacionais, no litoral do mesmo país. A costa báltica da Alemanha foi objeto de estudo de Stolte *et al.* (2015). Esses autores realizaram um monitoramento sazonal de microplásticos em sedimentos nessa região. Em praias turísticas da costa pacífica ao sul do México Retama *et al.* (2016) avaliaram esta forma de poluição em duas diferentes áreas. No Brasil é muitíssimo recente o estudo sobre essa grave forma de poluição ambiental. Carvalho e Baptista Neto (2016) avaliaram a abundância, a composição e distribuição de microplásticos e pequenos fragmentos de plástico nas praias da Baía de Guanabara. Esse trabalho é pioneiro sobre poluição por microplásticos nesta importante baía brasileira.

Apesar do número de estudos sobre a poluição por microplásticos em praias ter aumentado nos últimos anos, os impactos e o comportamento dos microplásticos nesses ambientes ainda estão longe de serem completamente esclarecidos. Poucos avaliam sua distribuição espacial e temporal em praias, mas deixam de aprofundar essa distribuição com as características morfodinâmicas e ambientais locais. Sem aprimorar o conhecimento das variáveis que afetam na sua dispersão e distribuição, a capacidade de compreender e mitigar esse problema ficam limitadas. Diante da urgência em ampliar o entendimento sobre microplásticos em praias com diferentes características morfodinâmicas, torna-se necessária uma investigação consistente para identificar os principais fatores que influenciam no seu comportamento e na sua distribuição. Os resultados desse trabalho fornecem informações sobre possíveis mecanismos que regulam a distribuição e acumulação de microplásticos em diferentes zonas de praias com distintas condições morfodinâmicas e ambientais.

3.2 – Materiais e métodos

3.2.1 – Área de estudo

A área de estudo está localizada no litoral leste do Estado do Rio de Janeiro, entre as coordenadas 22°30' e 22°45' de latitude sul e 41°60' e 42°00' de longitude oeste, estendendo-se da desembocadura do rio das Ostras até o cabo Búzios (Fig.

3.1). Este embaçamento possui praias com diferentes características morfodinâmicas e recebe águas do rio das Ostras, do rio São João e do rio Una. Em relação à geologia, esse segmento costeiro é constituído por promontórios e depósitos fluviais, marinhos, eólicos e lagunares associados às variações do nível do mar ocorridas ao longo do Holoceno (Turq, 1999). As praias têm como principal fonte de sedimentos a plataforma continental interna e os rios anteriormente citados (Castro, 2011).

O clima da região é tropical do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen, com maiores precipitações no verão (dezembro a março) (Alvares *et al.*, 2014). O regime de maré é caracterizado como semi-diurno e assimétrico com amplitude aproximada de 1,0 m. O clima de ondas neste segmento do litoral brasileiro é definido predominantemente como de tempo bom, com variações no quadrante nordeste (Castro *et al.*, 2011). Essa situação é resultado de sistemas de larga escala atuantes no Atlântico Sul. O Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), que predomina na maior parte do ano, é responsável por condições de estabilidade atmosférica, gerando ventos e ondulações provenientes de ENE. No outono e inverno ocorrem sistemas frontais e ciclones extratropicais que causam ventos e ondulações provenientes de SE, S e SSO, responsáveis por condições denominadas de mau tempo (Parente *et al.*, 2014). As ondas que atingem as praias têm uma altura média entre 1,0 e 2,0 m, com mais de 40% das ocorrências, enquanto as ondas entre 0,0 e 1,0 m ocorrem em 25% do total (Castro *et al.*, 2011).

A conjugação dessas condições contribui com a existência de dois segmentos morfosedimentares distintos nesse arco praial, um localizado ao sul e outro ao norte da desembocadura do rio São João. Ao sul do rio o aporte de sedimentos finos recobre as areias relíquias da antepraia até a ponta do Pai Vitório, tornando a declividade cada vez mais suave. A praia vai mudando do estágio dissipativo ao ultradissipativo nessa direção. Isso ocorre principalmente por conta da menor exposição às ondas no extremo sul da área de estudo, abrigada pelo cabo Búzios. Ao norte do rio as praias apresentam um estágio mais refletivo, com maior exposição às ondas (Muehe *et al.*, 2011).

Assim como outros segmentos do litoral brasileiro, as praias da região vêm sofrendo forte pressão antrópica decorrente da intensa urbanização das últimas décadas.

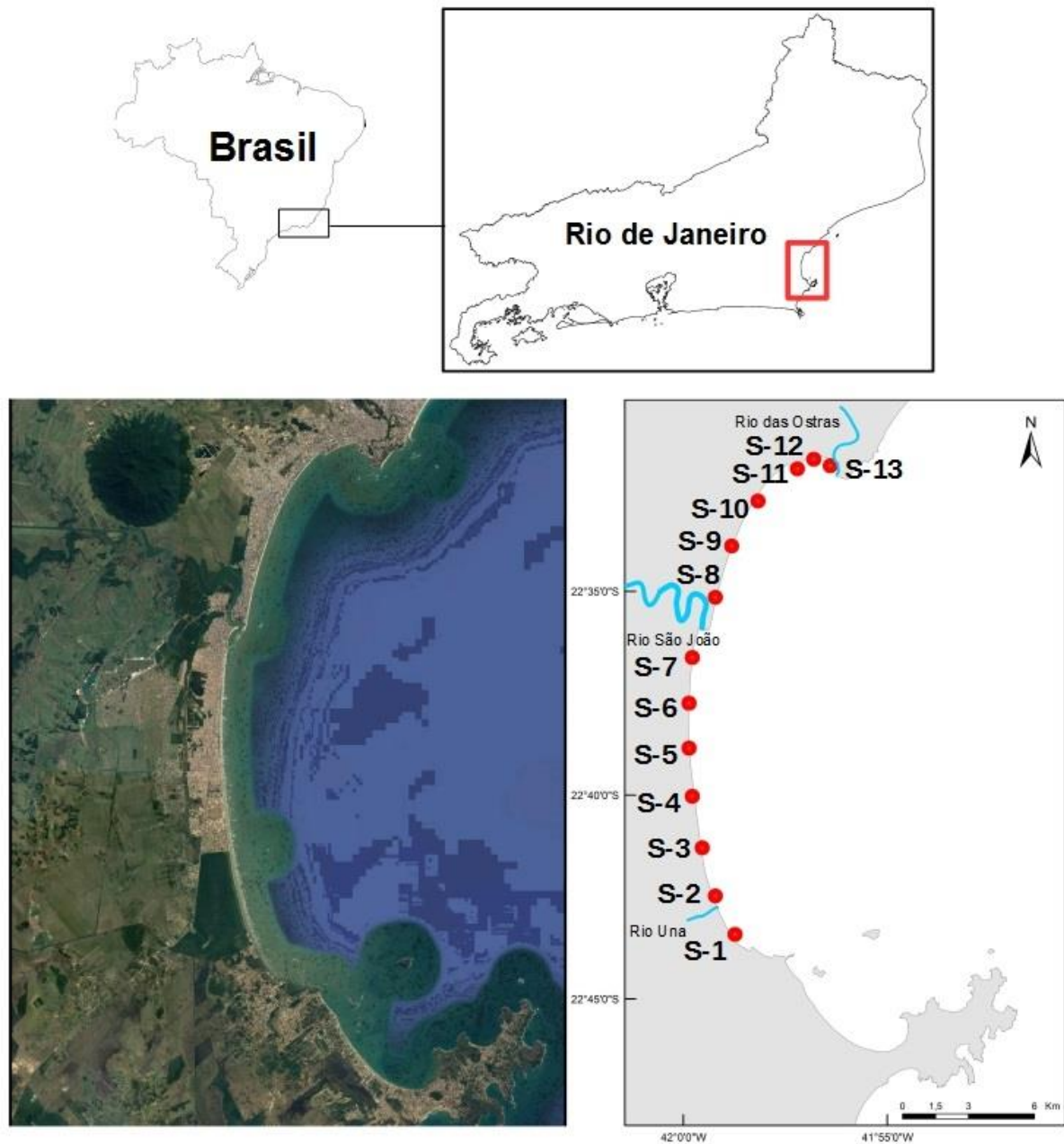


Figura 3.1 - Localização da área de estudo.

Inserida na mesorregião das baixadas litorâneas, este arco praial destaca-se por sua importância no turismo do Estado do Rio de Janeiro. Desde a década de 1960 muitos frequentadores tem ido a esta área em busca de suas belezas naturais. Esse fluxo populacional foi viabilizado pela ampliação da infraestrutura de transporte que ligou a área de estudo à capital do Estado. A construção de rodovias e da Ponte Rio-Niterói a partir de 1970 contribuiu com esse processo. A expansão urbana experimentada desde então tem alterado as características socioambientais regionais. Mais recentemente, com o grande desenvolvimento da indústria do

petróleo, a região experimentou grande crescimento populacional, principalmente por conta da migração de moradores de grandes centros urbanos para as cidades médias da região. Como consequência, a criação de novos bairros, a ocupação de cordões arenosos e mangues, construções irregulares e a precariedade no saneamento básico e coleta de lixo têm causado impactos ambientais diversos em quase toda a área adjacente ao arco praial. A exceção fica no extremo sul da área, onde há uma área de proteção ambiental.

3.2.2 – Coleta e preparação das amostras

As coletas, a preparação das amostras e as extrações de microplásticos foram realizadas a partir de adaptações das recomendações de Besley *et al.* (2017). As amostras de areia foram coletadas na *linha de maré alta* (*High Tide Line - HTL*) ao longo de 13 estações nas praias da região em fevereiro de 2017, durante a maré baixa de quadratura. Cada estação corresponde a um trecho de 100 metros de onde foram coletadas amostras em 5 pontos distantes 20 metros uns dos outros. Sedimentos também foram coletados na *zona supralitoral* (*Supralittoral Zone - SLZ*) e na *zona inter maré* (*Inter-tidal Zone - ITZ*), nos extremos e no meio de cada um dos arcos praias analisados, seguindo os mesmos procedimentos de amostragem da HTL. Foi utilizado para a coleta do sedimento um amostrador metálico de 50 X 50 cm com 5 cm de profundidade para a delimitação da área de amostragem. Em seguida, foi utilizada uma espátula metálica para recolher a areia. A areia foi peneirada através de uma peneira metálica de 5 mm, colocada em recipiente metálico e levada para laboratório. É importante ressaltar que a cada amostragem os materiais foram devidamente enxaguados para evitar contaminação. No laboratório cada amostra foi colocada para secar a uma temperatura de 60 °C durante 72 horas. Após esse período cada amostra foi homogeneizada e quarteada. Ao todo foram coletadas 125 amostras. As coordenadas dos pontos de amostragem são apresentadas no Anexo 1 do Material Suplementar. A figura 3.2 ilustra os locais de amostragem em uma das extremidades de um arco praial.

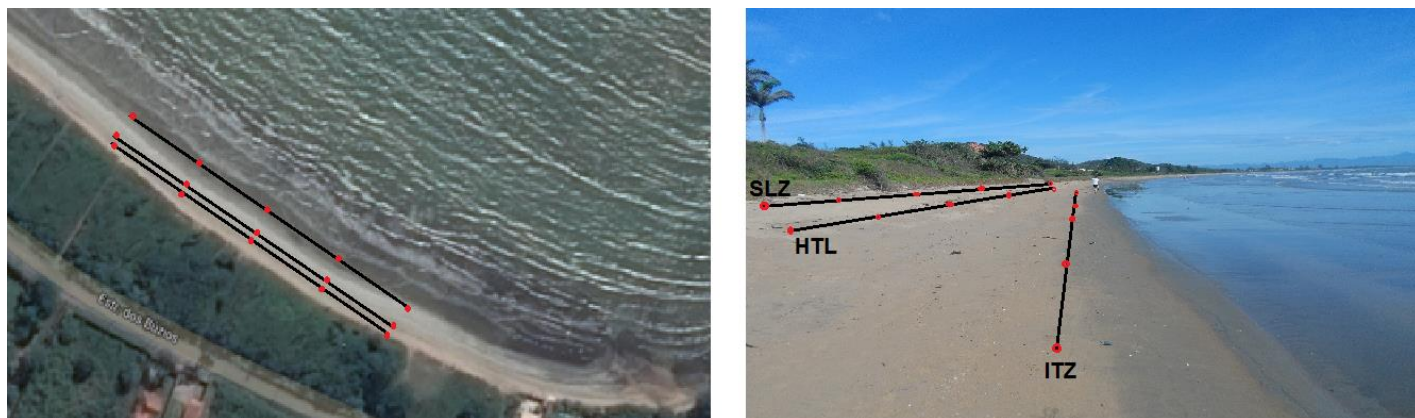


Figura 3.2 - Esquema demonstrando locais de amostragem em uma extremidade de arco praial.

3.2.3 – Separação e contagem dos microplásticos

A extração dos microplásticos foi obtida pela separação por densidade da areia seca com uma solução salina completamente saturada. Foram utilizados 250 g areia seca para cada litro de solução. Essa mistura foi agitada durante 2 minutos. Depois disso a solução ficou em repouso por 5 horas. Então o sobrenadante foi cuidadosamente recolhido e passado por um sistema de filtragem a vácuo. Foi utilizado papel filtro quantitativo faixa azul, com tamanho de poro $<2\ \mu\text{m}$ (Unifil – Alemanha). Esse processo foi repetido três vezes para cada amostra.

Posteriormente os filtros foram examinados em Lupa Estereoscópica Binocular com ampliação de até 40X. Sabe-se que com a diminuição do tamanho da partícula também diminui-se a habilidade de identificação dos microplásticos (Lenz *et al.*, 2015; Song *et al.*, 2015; Ballent *et al.*, 2016). Por mais pistas que uma maior ampliação possa oferecer, mais tempo é demandado para a análise das amostras. Diante dessa limitação, os microplásticos foram sistematicamente contados dentro da faixa de 0,3 a 5 mm (NOAA, 2015) e classificados de acordo com sua forma, cor e grau de degradação. O resultado da contagem foi multiplicado por 4 para refletir a quantidade média de itens microplásticos por cada kg de areia seca coletada em cada ponto. Todas as partículas foram fotografadas usando uma câmera digital acoplada a lupa. Com o objetivo de avaliar a contaminação laboratorial também foi utilizado um branco. Um litro de solução sem areia passou pelos mesmos procedimentos.

3.2.4 – Variáveis ambientais e antrópicas

No intuito de verificar a influência de variáveis ambientais e antrópicas na distribuição de microplásticos foram utilizadas informações de velocidade do vento, altura das ondas, uso e ocupação do solo, além de informações morfodinâmicas das praias da área de estudo. Os dados de vento foram obtidos a partir de uma Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática localizada no município de Macaé-RJ (INMET, 2017). Os dados de ondas foram obtidos a partir de uma bóia meteoceanográfica localizada em Cabo Frio-RJ (DHN, 2017). Esses dados foram complementados por informações presentes na literatura (Pinho, 2003; Oliveira, 2015), estando em plena consonância com as caracterizações dos climas de ondas e ventos já realizadas na região. Para a caracterização das praias foi usada a classificação morfodinâmica dada por Muehe *et al.* (2011) para os arcos praias desse segmento do litoral do Estado do Rio de Janeiro. No referido trabalho os autores realizaram perfis topográficos transversais à praia, levantamentos ecobatimétricos, análise de sedimentos, além de outras análises para a determinação do estado morfodinâmico. Os dados sobre uso e ocupação do solo nas áreas adjacentes às praias foram obtidos a partir de informações geradas pelo Comitê de Bacia Lagos São João e pelo Comitê de Bacias Hidrográficas do Rio Macaé e das Ostras (Martins, 2017).

3.2.5 – Tratamento estatístico

Inicialmente, a fim de evidenciar as estações que apresentaram similaridade entre si, foi realizada a análise de agrupamento por meio de “*Cluster Hierárquico*” pelo método de ligação de *Ward*. Como variáveis resposta foram consideradas a quantidade de itens microplásticos por Kg de areia seca, a forma (fragments, styrofoam, fibras, pellets), o nível de degradação (alto e baixo), a altura das ondas e a velocidade do vento em cada estação, além das cores dos itens encontrados (branco, azul, transparente, marrom, preto, rosa, verde, amarelo) ao longo da HTL. Em seguida realizou-se a análise de componentes principais, utilizando a matriz de correlação. Esta etapa teve a finalidade de caracterizar as estações quanto às variáveis citadas na análise de agrupamento. Além disso, a análise de correlação de Spearman foi executada para evidenciar quais das variáveis apresentavam

correlação entre si e se estas eram positivas ou negativas. Para compreender melhor as diferenças nas quantidades de microplásticos entre as estações, as condições morfodinâmicas das praias e ocupação da área adjacente foram testadas as pressuposições de independências e normalidade dos erros, homogeneidade da variância dos tratamentos e ausência de *outliers*, exigidas pela análise de variância (ANOVA - método paramétrico). Entretanto, em nenhuma das análises as pressuposições foram atendidas. Desta forma, optou-se pelo método não paramétrico, utilizando o teste de Kruskal-Wallis (para k amostras independentes) realizado sobre as estações. De modo semelhante, para verificar as diferenças entre a distribuição e quantidade de microplásticos, seu nível de degradação, suas formas e cores foram testadas as mesmas pressuposições anteriores. Entretanto, novamente em nenhuma das análises as pressuposições foram atendidas. Assim, optou-se pelo método não paramétrico utilizando o teste de Friedman (para k amostras pareadas, considerando a estação como fonte da medida repetida) realizado sobre as estações para a análise entre cores e forma dos microplásticos. Para a comparação entre degradação foi utilizado o método não paramétrico utilizando o teste de postos assinalados de Wilcoxon. Todas as análises foram realizadas no software SPSS, versão 22 (2013). Foram consideradas diferenças estatísticas significativas quando $P < 0,05$.

3.3 – Resultados

Microplásticos foram detectados em todas as estações amostradas, em um total de 579 itens. A quantidade média por estação e zona da praia é apresentada no Anexo 2 do Material Suplementar. As amostragens na *linha de maré alta* (HTL) revelaram maiores concentrações de microplásticos (MPs) na estação S-7, primeira estação ao sul da desembocadura do rio São João. A média para esta estação foi de $18,8 \pm 7,2$ itens.kg⁻¹ de sedimento. A estação S-8, localizada imediatamente ao norte da referida desembocadura, apresentou a menor concentração média, com $1,4 \pm 1,1$ itens.kg⁻¹. Em relação à amostragem realizada na *zona supralitoral* (SLZ) as maiores concentrações médias também foram verificadas na estação S-7, com $17,2 \pm 9,4$ itens.kg⁻¹. As menores concentrações médias da SLZ foram verificadas nas estações S1 e S8, com $2,4 \pm 1,5$ e $2,4 \pm 3,4$ itens.kg⁻¹, respectivamente. Já na *zona inter maré* (ITZ) as estações S10 e S12 revelaram as maiores concentrações

médias, com $3,6 \pm 1,5$ e $3,6 \pm 2,3$ itens.kg⁻¹, nesta ordem. As estações S1 e S4 apresentaram menores quantidades de MPs nesta zona da praia. Os brancos utilizados apresentaram contaminação bastante limitada.

As propriedades físicas dos microplásticos (densidade, tamanho e forma) definem seu comportamento e seu destino no mar, ou seja, seu movimento em ambientes marinhos estratificados e turbulentos, seu o tempo de residência e a velocidade de bio-incrustação (Andrady, 2015; Chubarenko *et al.*, 2016). Baseado na forma os MPs foram classificados em quatro grupos: fragmentos, fibras, isopor e pellets (*fragments, fibres, styrofoam e pellets*). A maior parte dos MPs identificados foram fragmentos e isopor, com 50% e 33% do total de partículas analisadas, respectivamente. Os maiores percentuais de fragmentos sugerem que os microplásticos derivam da fragmentação de plásticos maiores (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015) que pode ocorrer na área adjacente e ser transportado posteriormente às praias pela ação das águas fluviais (Zhang *et al.*, 2015). Os isopores ocorreram principalmente na SLZ e na HTL, área na qual também foram constatadas grandes concentrações de fragmentos. A grande quantidade de isopor encontrada na pesquisa pode ser justificada pelo elevado uso de embalagens térmicas na região. A utilização de embalagens com esse material é muito comum por parte de pescadores e turistas que fazem seu uso para a manutenção, seja do pescado ou das bebidas geladas muito consumidas no quente verão do Rio de Janeiro. As fibras apareceram em 17% dos microplásticos encontrados, sendo verificadas principalmente ao longo da ITZ. A presença de fibras pode ser aumentada no caso de intensificação da atividade pesqueira (Stolte *et al.*, 2015). Conforme observado nas análises os MPs exibiram um grande variedade de cores, sendo que 45% foram brancos, 21% azuis, 13% transparentes, 11% marrons, 5% pretos, 2% rosas e verdes e, 1% amarelos. A alta diversidade de cores indica a vasta gama de fontes de MPs (Yu *et al.*, 2016). Os microplásticos também foram classificados de acordo com o grau de degradação. Mais de 57% dos microplásticos encontrados apresentavam elevado grau de degradação. A figura 6.3 apresenta os percentuais de microplásticos de acordo com a forma, a cor e o grau de degradação. Informações adicionais relacionadas às condições morfodinâmicas das praias, ondas e ventos, além do uso e ocupação do solo nas áreas adjacentes às praias

estão disponíveis no Anexo 3 do Material Suplementar. A figura 3.3 exibe alguns exemplos de microplásticos encontrados nas praias.

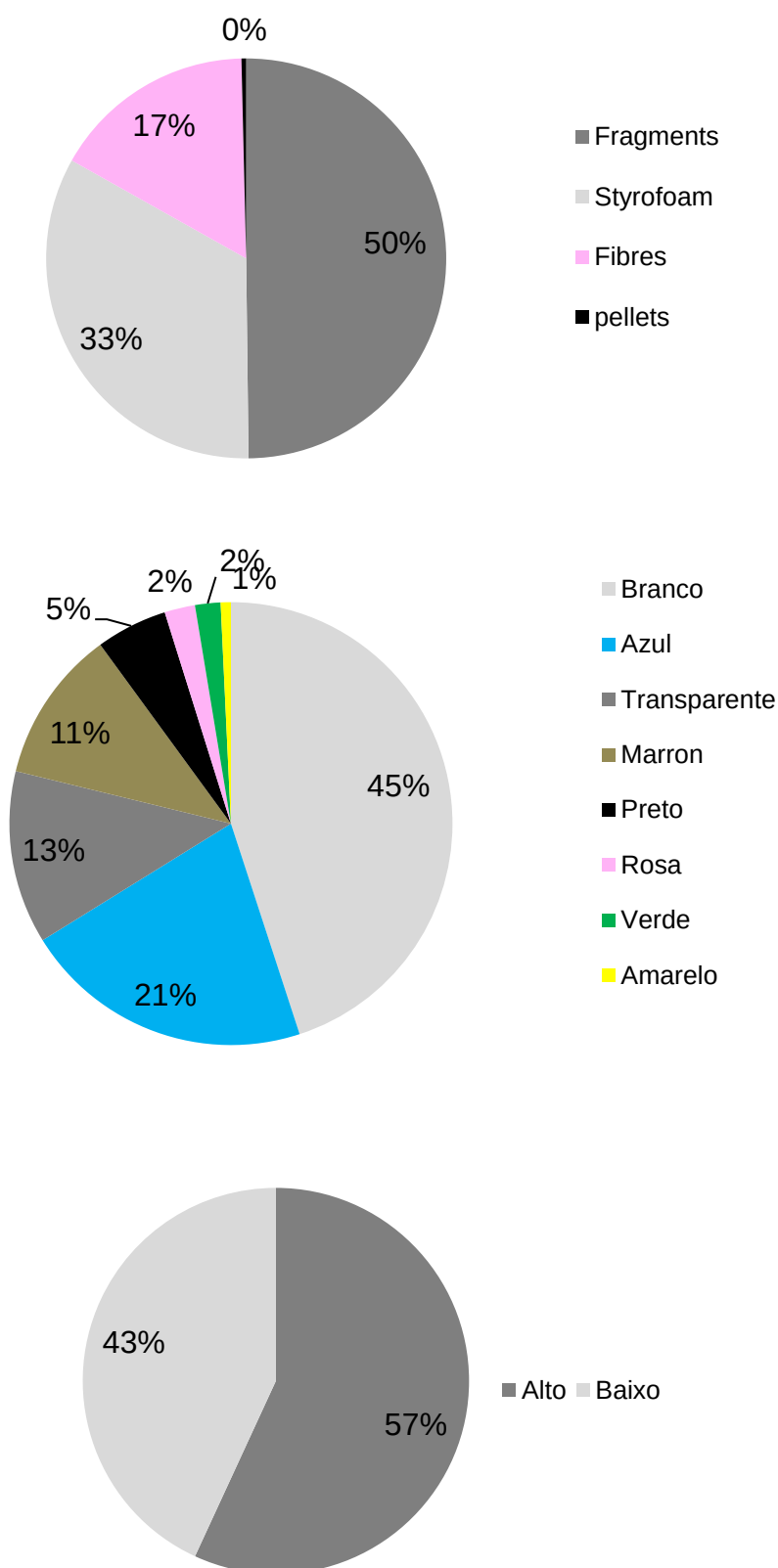


Figura 3.3 - Percentual de MPs por forma, cor e grau de degradação no total analisado.

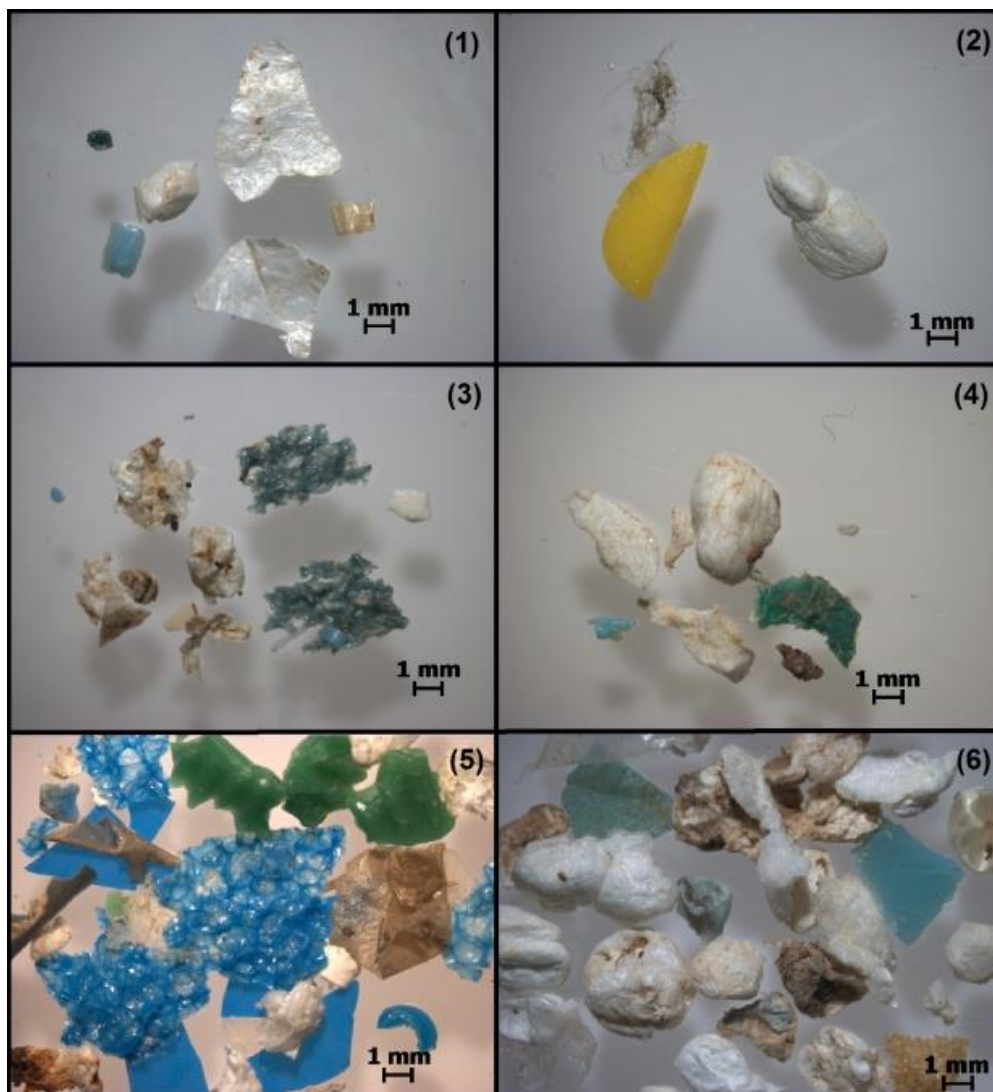


Figura 3.4 - Exemplos de microplásticos encontrados nas praias. (3) Microplásticos com elevado grau de degradação e (6) grande presença de isopor (styrofoam).

3.4 - Discussão

A análise de agrupamento possibilitou a identificação das estações que apresentaram similaridade entre si, considerando todas as variáveis respostas: quantidade de microplásticos, forma (fragments, styrofoam, fibres, pellets), níveis de degradação (alta e baixa), altura das ondas, velocidade do vento e cores (branco, azul, transparente, marrom, preto, rosa, verde, amarelo). A figura 3.5 mostra a formação de 3 grupos. O primeiro grupo, formado unicamente pela estação S-7, caracteriza-se pela elevada concentração de microplásticos por kg de areia seca. O segundo grupo, formado pelas estações S-5 e S-6 é caracterizado por concentrações em torno de 11 itens.kg^{-1} . E, o terceiro grupo formado pelas demais

estações, caracterizadas pelas menores concentrações de microplásticos de toda a área de estudo. Este resultado indica maior concentração de microplásticos nas estações mais próximas ao sul da desembocadura do rio São João, com diminuição das concentrações com o aumento da distância.

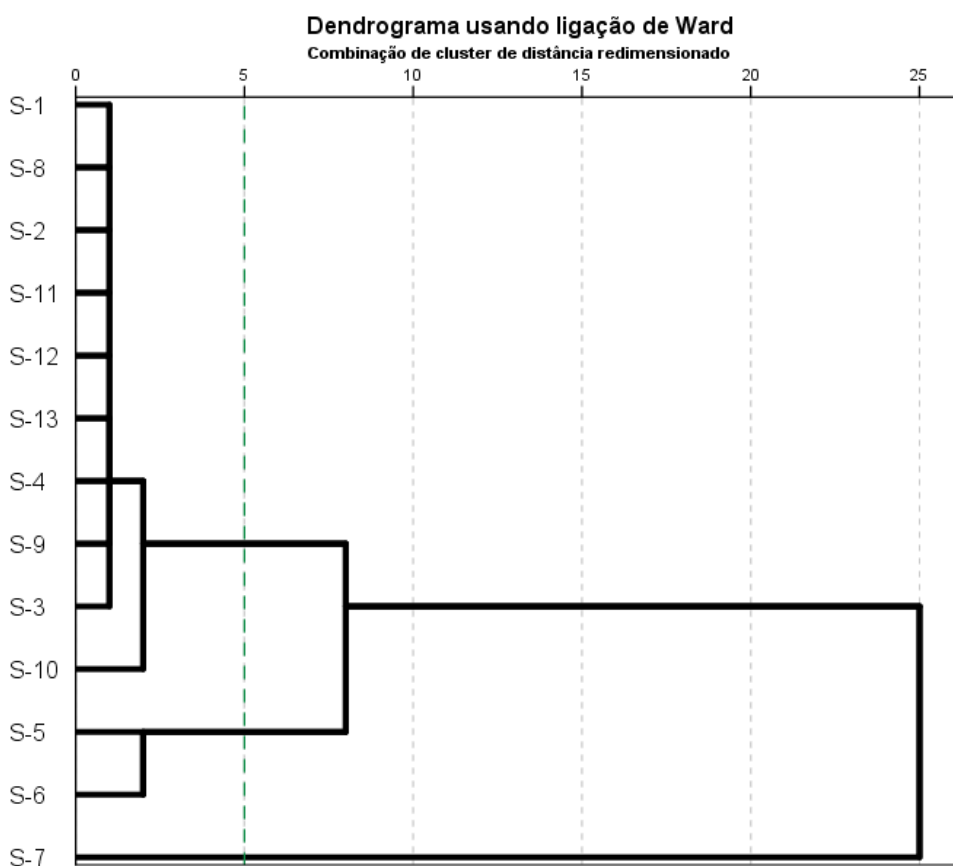


Figura 3.5 - Análise de agrupamento entre as estações a partir do método de ligação de Ward.

Morfologicamente as praias onde a contaminação por MPs foi analisada são divididas em dois segmentos bem individualizados, um ao norte e outro ao sul da desembocadura do rio São João. Muehe *et al.* (2011) classifica o arco praial entre Rio das Ostras e Barra de São João, localidade logo ao norte do rio, como um segmento que apresenta características refletivas em toda sua extensão. Esse trecho é marcado pela quase ausência de uma zona de surfe, por uma face de praia íngreme e pela pequena largura da berma. Essas condições acabam refletindo no reduzido estoque de areia da praia (Muehe *et al.*, 2011). Ao sul da desembocadura a praia passa por uma condição intermediária e vai adquirindo características gradativamente mais dissipativas à medida que diminui a energia das ondas pelo

efeito de sombra do Cabo Búzios. A partir desse setor é observada uma maior acumulação de sedimentos finos na antepraia (Muehe *et al.*, 2011). Cabe destacar que as desembocaduras dos rios apresentam como uma de suas principais características a mistura entre a água doce e salgada. Esses fluxos agem como importante mecanismo de transporte do material em suspensão. Desta forma, o equilíbrio desses fluxos de água pode influenciar os padrões de circulação de microplásticos nessas áreas (McLusky *et al.*, 1993). Apesar disto, não existem dados conclusivos relacionando a quantidade de microplásticos em estuários e na região adjacente à desembocadura dos rios com a similaridade do comportamento dos sedimentos (Vermeiren *et al.*, 2016). Outro aspecto relevante foi destacado por Vianello *et al.* (2013), que observou uma elevada correlação entre microplásticos e percentuais de lama em uma lagoa. O referido estudo sugeriu que os microplásticos estariam sujeitos a processos de afundamento e acumulação semelhantes aos sedimentos mais finos. Por outro lado, Browne *et al.* (2010) e Nor e Obbard (2014) não concordaram com estas sugestões e afirmaram que o comportamento dos microplásticos é dependente de suas propriedades (tipo de polímero, forma e tamanho). Essas diferenças nos resultados podem ser explicadas pelos tipos de polímero encontrados em cada trabalho. Enquanto na lagoa LDPP e LDPE ocupou 82% no percentual de microplásticos (Vianello *et al.*, 2013), no estuário do rio Tamar ocorreu maior concentração de microplásticos mais densos, como PVC (Browne *et al.*, 2010). De modo semelhante, o presente trabalho não verificou relação entre concentrações de microplásticos e sedimentos mais finos. A estação S-7, por exemplo, apresentou a maior concentração deste poluente mesmo com areias médias e grossas, diferentemente das estações S-1 e S-2, com areias finas e silte. Esta maior concentração da estação S-7 pode estar relacionada à desembocadura do rio São João, que pode atuar como uma fonte de microplásticos da bacia de drenagem para as praias próximas a sua desembocadura. Além disso, a presença de colônias de pescadores e o elevado uso da praia por turistas neste segmento praiar podem contribuir com as maiores concentrações deste poluente.

Apesar da morfologia praiar ser capaz de influenciar na quantidade e na distribuição de microplásticos (Vermeiren *et al.*, 2016), com maiores deposições associadas a ângulos mais baixos como verificado no litoral de São Vicente – Brasil (Cordeiro e Costa, 2010), os resultados da presente pesquisa mostraram maiores

concentrações associadas à maior declividade, ao compararmos as estações S-7 e S-1. Essa ocorrência aponta para a existência de outros fatores que seriam mais efetivos na distribuição e concentração de microplásticos em segmento de praias com morfologia mais íngreme, como o vento e as ondas. Esses fatores podem afetar a quantidade e distribuição de microplásticos nas praias. O maior acúmulo desses poluentes está associado a ambientes barlavento (Ivar do Sul *et al.*, 2009; Kako *et al.*, 2010; Eriksson *et al.*, 2013). Outro aspecto importante associado à distribuição dos microplásticos em praias é a existência de um gradiente, com os materiais mais densos localizados na parte mais baixa das praias e os mais leves localizados na parte mais elevada. O poliestireno expandido, conhecido como isopor (styrofoam) pode ser transportado pelo vento por consideráveis distâncias. A localização deste gradiente nas praias vai variar de acordo com o grau de exposição do vento (Vermeiren *et al.*, 2016). Nas margens expostas na Baía de Halifax, Nova Escócia, os microplásticos estiveram concentrados principalmente na linha de maré alta, enquanto que nas margens abrigadas a maior concentração foi verificada na linha de maré baixa (Mathalon e Hill, 2014). Não se pode deixar de mencionar como a presença de vegetação que pode atuar como área de captura desses poluentes (Smith, 2012). Essas constatações também foram verificadas na presente pesquisa, que demonstrou maiores concentrações de isopor (styrofoam) na HTL e SLZ, conforme mostrado nos resultados. Além desses fatores, as formas e tamanhos do microplásticos podem influenciar sua distribuição. Microplásticos maiores e de forma mais alongada são frequentemente associados à áreas com áreas com presença de vegetação e escombros (Eriksson *et al.*, 2013).

Em relação à altura das ondas não foi observada grande variação no período de amostragem. Da estação S-1 a S-4 a altura média ficou em torno de 0,5 m. Da estação S-5 a S-10 a altura média ficou em torno de 0,6 m, enquanto que as estações S-11, S-12 e S-13 apresentaram altura média 0,8 m. A velocidade média do vento no período de amostragem foi de 6,9 m.s⁻¹. Cabe ressaltar que as situações extremas de tempestade podem influenciar na acumulação de microplásticos através da intensificação das ações das ondas, do escoamento superficial das áreas a montante e da ressuspensão de plásticos de áreas adjacentes a costa (Smith e Markic, 2013). As elevadas concentrações de MPs nas estações S-7, S-5 e S-6 podem também estar relacionado a maior energia de onde

neste segmento praias, diferente das estações S-1 e S-2, onde a energia das ondas é menor. Informações dos autovalores da matriz de correlação obtidos na análise de componentes principais e os autovetores das variáveis respostas dentro dos componentes principais, além da matriz de correlação e nível de significância entre as variáveis analisadas estão disponíveis nos Anexos 4 e 5 do Material Suplementar, respectivamente. A figura 3.6 mostra o grau de influência de algumas das variáveis ambientais analisadas na distribuição dos microplásticos.

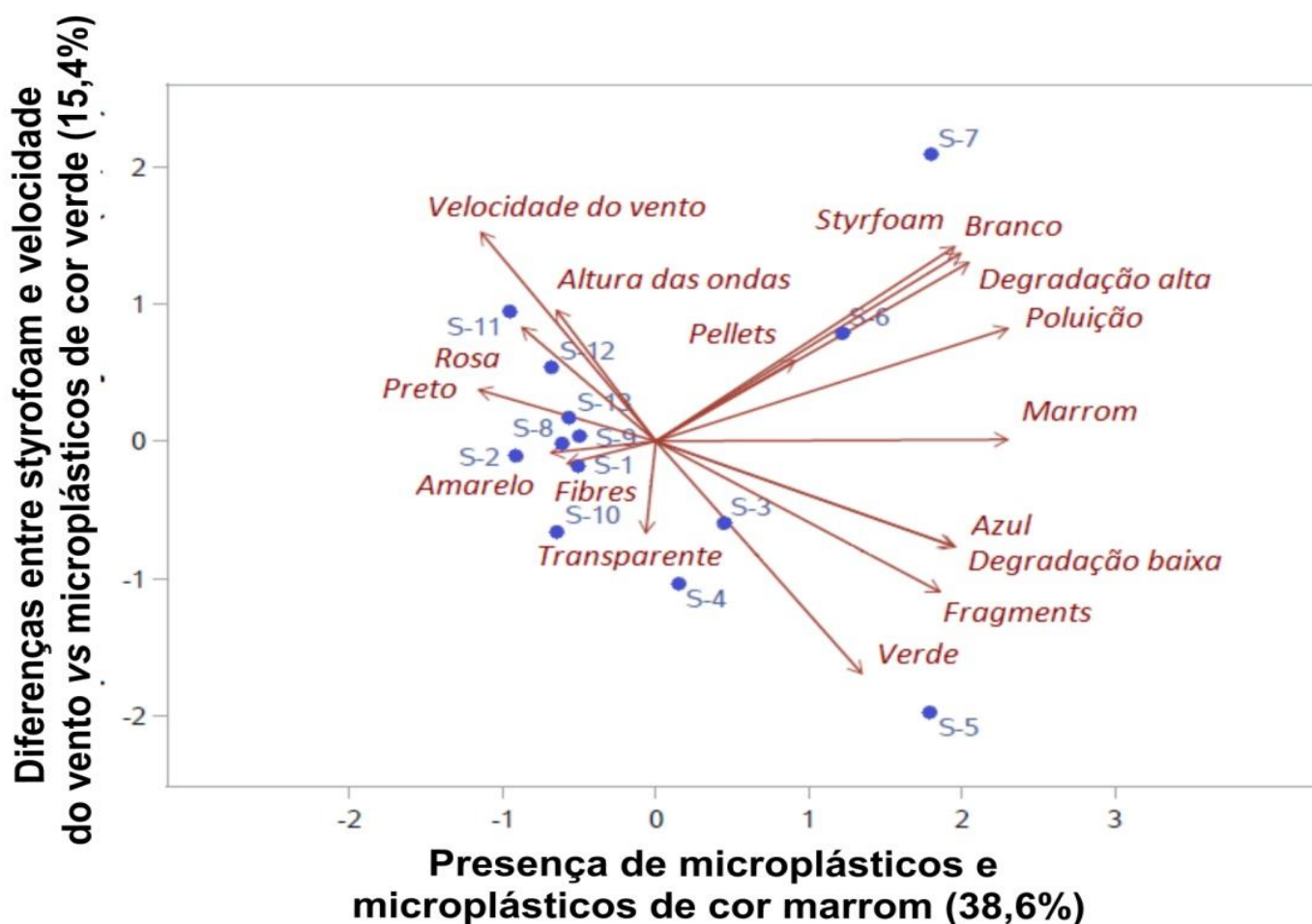


Figura 3.6 - Gráfico *biplot* obtido por meio da análise de componentes principais realizada sobre a matriz de correlação das variáveis.

A análise de componentes principais objetivou a caracterização das informações obtidas, levando em conta todas as variáveis. No total, os dois primeiros componentes explicaram 54,0% da variação dos dados, sendo que os autovalores do primeiro e do segundo componente foram 6,56 e 2,62,

respectivamente, conforme mostra a tabela A - Anexo 4 do Material Suplementar. Esta análise possibilitou verificar a existência de estações com características comuns que podem ser agrupadas (S-11, S-12, S-13, S-8, S-9, S-1, S-2, S-10, S-3, S-4), conforme mostra a figura 3.6, confirmando o sugerido pela análise de agrupamento. O componente principal 1 explicou 38,6% da variação dos dados e caracteriza as estações pela presença de microplásticos e microplásticos de cor marrom, enquanto que o componente principal 2 explicou 15,4% da variação dos dados, evidenciando uma diferença entre a presença de isopor (styrofoam) e velocidade do vento *versus* microplásticos de cor verde (tabela B - Anexo 4 do Material Suplementar). A figura 3.7 demonstra a variação de microplásticos na HTL ao longo das praias, além do uso e ocupação do solo e das condições morfodinâmicas.

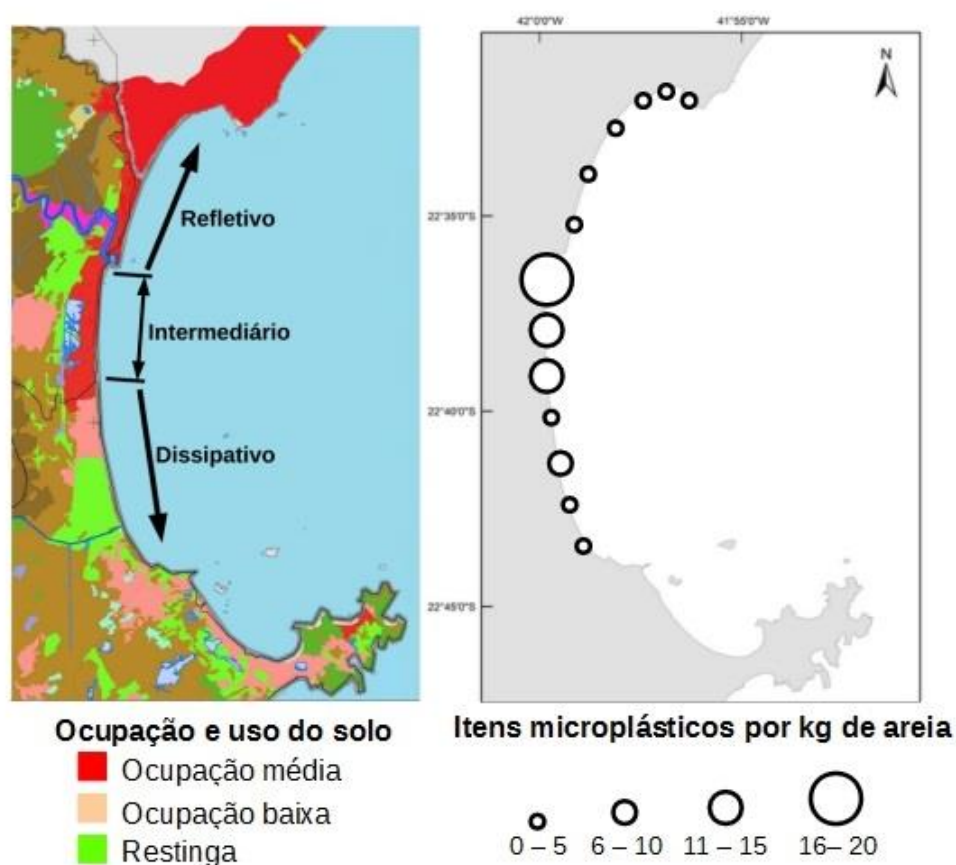


Figura 3.7: Variação das concentrações de microplásticos na HTL em função das condições morfodinâmicas e do uso e ocupação do solo da área adjacente.

As maiores densidades populacionais e atividades antrópicas, características dos centros urbanos, contribuem com grande quantidade de resíduos e efluentes

que podem conter grande quantidade de plásticos (Fendall e Sewell, 2009; Browne *et al.*, 2011; Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2017). A atividade turística também pode contribuir com a entrada direta de microplásticos de diferentes fontes, como roupas de praia e cremes protetores solares. Esses fatores são amplamente apontados pela literatura como principais responsáveis pela ocorrência de microplásticos em ambientes marinhos (Wang *et al.*, 2017). Cabe ressaltar que as estimativas das concentrações de microplásticos na areia superficial em praias com maior uso podem ser subestimadas. Isso pode ocorrer devido ao soterramento das partículas a partir do maior fluxo de pessoas. Outra questão pertinente em relação às concentrações está ligada a limpeza urbana. Vale ressaltar que em praias com realização de limpeza da areia mais frequente pode ocorrer a retirada de grande quantidade de microplásticos. A tabela 3.1 faz uma comparação entre as concentrações de microplásticos em praias em diferentes lugares do mundo.

Tabela 3.1: Comparação das concentrações de microplásticos em diferentes praias pelo mundo.

Continente	Localização	Tamanho da partícula	Abundância medida	Referência
África	I. Canárias	1 mm - 5 mm	<1 - >100 g/L	Baztan <i>et al.</i> , 2014
Ásia	Singapura	1,6 µm - 5 mm	0 - 4 itens/250 g seco	Ng e Obbard, 2006
	Índia	1 mm - 5 mm	10 - 180 itens/m ²	Jayasiri <i>et al.</i> , 2013
	Coreia do Sul - estação seca	1 mm - 5 mm	8205 itens/m ²	Lee <i>et al.</i> , 2013
	Coreia do Sul - estação chuvosa	1 mm - 5 mm	27606 itens/m ²	Lee <i>et al.</i> , 2013
	Coreia do Sul	50 µm - 5 mm	56 - 285,673 itens/m ²	Kim <i>et al.</i> , 2015
Europa	Reino Unido	1,6 µm - 5 mm	0,4 fibras/50 mL	Thompson <i>et al.</i> , 2004
	Reino Unido	1,6 µm - 1 mm	<1 - 8 itens/50 mL	Browne <i>et al.</i> , 2010
	Reino Unido	38 µm - 1 mm	0,2 - 0,8 fibras/50 mL	Browne <i>et al.</i> , 2011
	Reino Unido	38 µm - 1 mm	0,4 - 1 fibras/50 mL	Browne <i>et al.</i> , 2011
	Bélgica	38 µm - 1 mm	92,8 itens.kg ⁻¹ seco	Claessens <i>et al.</i> , 2011
	Portugal	1,2 µm - 5 mm	133,3 itens/m ²	Martins e Sobral, 2011
	Alemanha	1 mm - 15 mm	5000 - 7000 itens/m ³	Ballent <i>et al.</i> , 2012
	Alemanha	1 mm - 15 mm	150 - 700 itens/m ³	Ballent <i>et al.</i> , 2012
	Grécia	1 mm - 2 mm	57 - 602 itens/m ²	Kaberi <i>et al.</i> , 2013
	Grécia	2 mm - 4 mm	10 - 575 itens/m ²	Kaberi <i>et al.</i> , 2013
	Bélgica	38 µm - 1 mm	9,2 itens.kg ⁻¹ seco	Van Cauwenberghe <i>et al.</i> , 2013a
	Bélgica	38 µm - 1 mm	17,7 itens.kg ⁻¹ seco	Van Cauwenberghe <i>et al.</i> , 2013b
	Alemanha	<1 mm	1,3 - 2,3 itens.kg ⁻¹ seco	Dekiff <i>et al.</i> , 2014
	Eslovénia	0,25 - 1 mm	177,8 itens.kg ⁻¹ seco	Laglbauer <i>et al.</i> , 2014
América	Havaí	1 mm - 15 mm	541 - 18,559 itens/260 L	McDermid e McMullen, 2004
	Brasil	2 mm - 5 mm	60 itens/m ²	Ivar do Sul <i>et al.</i> , 2009
	Brasil	0,5 mm - 1 mm	200 itens/0,01 m ²	Costa <i>et al.</i> , 2010
	Brasil	<5mm	12 - 1300 itens/m ²	Carvalho e Baptista Neto, 2016
	Havaí	250 µm - 10 mm	0,12% - 3,3% por peso	Carson <i>et al.</i> , 2011
	Chile	1 mm - 4,75 mm	<1 - 805 itens/m ²	Hidalgo-Ruz e Thiel, 2013
	Nova Escócia	0,8 µm - 5 mm	20 - 80 fibras/10 g	Mathalon e Hill, 2014
	Rio de Janeiro, Brasil	0,3 mm - 5 mm	1,2 - 18,8 itens.kg ⁻¹ seco	Esta pesquisa

3.5 – Conclusões

A influência de variáveis ambientais e antrópicas na ocorrência e distribuição de microplásticos em praias com diferentes condições morfodinâmicas foram

investigadas no litoral leste do Estado do Rio de Janeiro – Brasil em fevereiro de 2017. Foram verificadas diferentes concentrações de microplásticos em áreas com mesma densidade populacional e uso do solo em áreas adjacentes às praias. Isso sugere que a variável ocupação pode não ser determinante nas concentrações desse poluente. As maiores concentrações de MPs foram encontradas ao sul da desembocadura do principal rio da região, sugerindo que o aporte fluvial pode ter contribuído com a presença desses poluentes. Este também é o segmento praial de maior declividade. Apesar do vento não ter apresentado grande variação, este fator pode ter contribuído para a maior concentração de MPs menos densos na HTL e SLZ, devido disposição barlavento das praias da área de estudo. Esses resultados apontam para existência de um gradiente de microplásticos nas diferentes zonas de praias. Fragmentos e isopor foram os grupos de microplásticos mais encontrados nas estações. As fibras predominaram na ITZ enquanto que os fragmentos e isopores predominaram nas HTL e SLZ, em quase todas as estações.

3.6 - Referências do capítulo

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., Sparovek, G., 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6), 711–728.
- Anderson, J. C., Park, B. J., Palace, V. P., 2016. Microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems. *Environmental Pollution* 218, 269-280.
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1596–1605.
- Andrady, A.L., 2015. Persistence of plastics litter in the oceans. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing, pp. 57–72.
- Aston, K., Holmes, L., Turner, A., 2010. Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 2050–2055.

Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2014. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 140, 14–21.

Ballent, A., Purser, A., de Jesus Mendes, P., Pando, S., Thomsen, L., 2012. Physical transport properties of marine microplastic pollution. *Biogeosci. Discuss.* 9, 18755–18798.

Ballent, A., Corcoran, P. L., Madden, O., Helm, P. A., Longstaffe, F. J., 2016. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin* 110, 383–395.

Baztan, J., Carrasco, A., Chouinard, O., Cleaud, M., Gabaldon, J.E., Huck, T., Jaffres, L., Jorgensen, B., Miguelez, A., Paillard, C., Vanderlinden, J.-P., 2014. Protected areas in the Atlantic facing the hazards of micro-plastic pollution: first diagnosis of three islands in the Canary Current. *Mar. Pollut. Bull.* 80, 302–311.

Besley, A., Vijver, M. G., Behrens, P., Bosker, T., 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin* 114, 77–83.

Bessa, F., Goncalves, S. C., Franco, J. N., André, J. N., Cunha, P. P., Marques, J. C., 2014. Temporal changes in macrofauna as response indicator to potential human pressures on sandy beaches. *Ecological Indicators* 41, 49–57.

Bond, A.L., Provencher, J.F., Elliot, R.D., Ryan, P.C., Rowe, S., Jones, I.L., Robertson, G.J., Wilhelm, S.I., 2013. Ingestion of plastic marine debris by Common and Thick-billed Murres in the northwestern Atlantic from 1985 to 2012. *Mar. Pollut. Bull.* 77, 192–195.

Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., Canning-Clode, J., 2016. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 178, 189–195.

Browne, M.A., Galloway, T.S., Thompson, R.C., 2010. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environ. Sci. Technol.* 44, 3404–3409.

Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175–9179.

Carson, H.S., Colbert, S.L., Kaylor, M.J., McDermid, K.J., 2011. Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1708e1713.

Carvalho, D. G., Baptista Neto, J. A., 2016. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean & Coastal Management* 128, 10-17.

Castillo, A. B., Al-Maslamani, I., Obbard, J. P., 2016. Prevalence of microplastics in the marine waters of Qatar. *Marine Pollution Bulletin* 111, 260–267.

Castro, J. W. A., Fernandes, D., Dias, F. F., 2011. Monitoring Coastal Erosion in Tartarugas Beach, Rio das Ostras Town, Rio de Janeiro State / Brazil: Application of Quantitative Methodology. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* 11(3), 355-368.

Chubarenko, I., Bagaev, A., Zobkov, M., Esiukova, E., 2016. On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 108, 105–112.

Claessens, M., De Meester, S., Van Landuyt, L., De Clerck, K., Janssen, C.R., 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2199e2204.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2588–2597.

Cordeiro, C.A.M.M., Costa, T.M., 2010. Evaluation of solid residues removed from a mangrove swamp in the São Vicente Estuary, SP, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 1762–1767.

Costa, M.F., Ivar do Sul, J.A., Silva-Cavalcanti, J.S., Araújo, M.C.B., Spengler, A., Tourinho, P.S., 2010. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach. *Environ. Monit. Assess.* 168, 299–304.

Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á.T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M.L., Duarte, C.M., 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 10239–10244.

Dekiff, J.H., Remy, D., Klasmeier, J., Fries, E., 2014. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. *Environ. Pollut.* 186.

Desforges, J.P.W., Galbraith, M., Dangerfield, N., Ross, P., 2014. Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater. *Mar. Pollut. Bull.* 79, 94–99.

DHN, 2017. Dados da bóia meteoceanográfica Cabo Frio - RJ. Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil, Centro de Hidrografia da Marinha, Serviço Meteorológico Marinho, Programa Nacional de Bóias. Disponível em <https://www.mar.mil.br/dhn/chm/meteo/prev/dados/dados.htm> – acessado em 01/03/2017.

Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., Aldridge, D. C., 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research* 75, 63–82.

Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Hafner, J., Zellers, A., Rifman, S., 2013. Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin* 68, 71–76.

Eriksson, C., Burton, H., Fitch, S., Schulz, M., van den Hoff, J., 2013. Daily accumulation rates of marine debris on sub-Antarctic island beaches. *Mar. Pollut. Bull.* 66, 199–208.

Fazey, F.M.C. e Ryan, P.G., 2016. Debris size and buoyancy influence the dispersal distance of stranded litter. *Marine Pollution Bulletin* 110, 371–377.

Fendall, L.S., Sewell, M.A., 2009. Contributing to marine pollution by washing your face. Microplastics in facial cleansers. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1225-1228.

Fok, L., Cheung, P.K., 2015. Hong Kong at the Pearl River Estuary: a hotspot of microplastic pollution. *Mar. Pollut. Bull.* 99, 112-118.

Fok, L., Cheung, P. K., Tang, G., Li, W. C., 2017. Size distribution of stranded small plastic debris on the coast of Guangdong, South China. *Environmental Pollution* 220, 407-412.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46, 3060–3075.

Hidalgo-Ruz, V., Thiel, M., 2013. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): a study supported by a citizen science project. *Mar. Environ. Res.* 87-88, 12-18.

Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E., Farrington, J., Reddy, C., Peacock, E., Ward, M., 2011. Organic micropollutants in marine plastic debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1683–1692.

Holmes, A.L., Turner, A., Thompson, C.R., 2012. Adsorption o trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environ. Pollut.* 160, 42–48.

Horton, A. A., Svendsen, C., Williams, R. J., Spurgeon, D. J., Lahive, E., 2017. Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin* 114, 218–226.

INMET, 2017. Dados da Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática localizada em Macaé – RJ. Instituto Nacional de Meteorologia – Brasil. Disponível em <http://www.inmet.gov.br> – acessado em 01/03/2017.

Ivar do Sul, J.A., Spengler, A., Costa, M.F., 2009. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1236–1238.

Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768–771.

Jayasiri, H.B., Purushothaman, C.S., Vennila, A., 2013. Quantitative analysis of plastic debris on recreational beaches in Mumbai, India. *Mar. Pollut. Bull.* 77, 107–112.

Kaberi, H., Tsangaris, C., Zeri, C., Mousdis, G., Papadopoulos, A., Streftaris, N., 2013. Microplastics along the shoreline of a Greek island (Kea isl., Aegean Sea): types and densities in relation to beach orientation, characteristics and proximity to sources. In: 4th International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics (CEMEPE) and SECOTOX Conference, Mykonos Island, Greece, pp. 197–202.

Kako, S., Isobe, A., Magome, S., 2010. Sequential monitoring of beach litter using webcams. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 775–779.

Kim, I.-S., Chae, D.-H., Kim, S.-K., Choi, S., Woo, S.-B., 2015. Factors influencing the spatial variation of microplastics on high-tidal coastal beaches in Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*

Kunz, A., Walther, B. A., Löwemark, L., Lee, Y., 2016. Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 111, 126–135.

Kuo, F-J. e Huang, H-W., 2014. Strategy for mitigation of marine debris: Analysis of sources and composition of marine debris in northern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 83, 70–78.

Laglbauer, B.J.L., Franco-Santos, R.M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M., Deprez, T., 2014. Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Mar. Pollut. Bull.* 89, 356-366.

Lee, J., Hong, S., Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, Y. C., Jang, M., Heo, N. W., Han, G. M., Lee, M. J., Kang, D., Shim, W. J., 2013. Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea. *Marine Pollution Bulletin* 77, 349–354.

Lenz, R., Enders, K., Stedmon, C.A., Mackenzie, D.M., Nielsen, T.G., 2015. A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. *Mar. Pollut. Bull.* 100 (1), 82-91.

Mani, T., Hauk, A., Walter, U., Burkhardt-Holm, P., 2015. Microplastics profile along the rhine river. *Sci. Rep.* 5, 17988.

Mathalon, A., Hill, P., 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Mar. Pollut. Bull.* 81, 69–79.

Martins, M. S., 2017. Mapa de uso e ocupação do solo da Região Hidrográfica Lagos São João. Consórcio Intermunicipal Lagos São João. Disponível em <http://www.lagossaojoao.org.br> – acessado em 01/03/2017.

Martins, J., Sobral, P., 2011. Plastic marine debris on the Portuguese coastline: a matter of size? *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1649-1653.

McDermid, K.J., McMullen, T.L., 2004. Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 790-794.

McLusky, D.S., Hull, S.C., Elliot, M., 1993. Variations in the intertidal and subtidal macrofauna and sediments along a salinity gradient in the upper forth estuary. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 17, 101–109.

Moreira, F. T., Balthazar-Silva, D., Barbosa, L., Turra, A., 2016. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. *Environmental Pollution* 218, 313-321.

Muehe, D., Fernandez, G. B., Bulhões, E. M. R., 2011. Avaliação da vulnerabilidade física da orla costeira em nível local, tomando como exemplo o arco praial entre Rio das Ostras e o Cabo Búzios – RJ. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 12 (2), 45-58.

Nel, H. A. e Froneman, P. W., 2015. A quantitative analysis of microplastic pollution along the south-eastern coastline of South Africa. *Marine Pollution Bulletin* 101, 274–279.

Nel, H. A., Hean, J. W., Noundou, X. S., Froneman, P. W., 2016. Do microplastic loads reflect the population demographics along the southern African coastline?, *Marine Pollution Bulletin* (2016).

NOAA, 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. National Oceanic and Atmospheric Administration; U.S. Department of Commerce; Technical Memorandum NOS-OR&R-48.

Nor, N.H.M., Obbard, J.P., 2014. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.* 79, 278–283.

Norén, F., 2007. Small Plastic Particles in Coastal Swedish Waters. KIMO Sweden Report, p. 11.

Oliveira, L. A. K., 2015. Variabilidade Interanual do clima de ondas e tempestades e seus impactos sobre a morfodinâmica de praias do litoral sudeste do Estado do Rio de Janeiro. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Parente, C. E., Nogueira, I. C. M., Martins, R. P., Ribeiro, E. O., 2014. Climatologia de Ondas. In: Martins, R. P. & Matheson, G. S. G., editores. Caracterização Ambiental Regional da Bacia de Campos, Atlântico Sudoeste: Meteorologia e Oceanografia. Rio de Janeiro: Elsevier, (Serie Habitats), 2014.

Pinho, U. F., 2003. Caracterização dos estados de mar na Bacia de Campos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica). Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Plastics Europe, 2015. Plastics-the facts. An analysis of European plastic production, demand and waste data. Retrieved August 20, 2016, from <http://www.plasticseurope.org/plastics-industry/market-and-economics.aspx>.

Retama, I., Jonathan, M.P., Shruti, V.C., Velumani, S., Sarkar, S.K., Roy, P. D., Rodríguez-Espinosa, P.F., 2016. Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 113, 530–535.

Sadri, S. S. e Thompson, R. C., 2014. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine Pollution Bulletin* 81, 55–60.

Schulz, M., Krone, R., Dederer, G., Watjen, K., Matthies, M., 2015. Comparative analysis of time series of marine litter surveyed on beaches and on the seafloor in the southeastern North Sea. *Mar. Environ. Res.* 106, 61–67.

Smith, S.D.A., 2012. Marine debris: a proximate threat to marine sustainability in Bootless Bay, Papua New Guinea. *Mar. Pollut. Bull.* 1880–1883.

Smith, S.D.A., Markic, A., 2013. Estimates of marine debris accumulation on beaches are strongly affected by the temporal scale of sampling. PLoS One 8, e83694.

Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Han, G.M., Rani, M., Lee, J., Shim, W.J., 2015. A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. Mar. Pollut. Bull. 93, 220-209.

SPSS -Statistical Package for the Social Sciences. IBM Corp. Released 2013. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0. Armonk, NY: IBM Corp.

Stolte, A., Forster, S., Gerdts, G., Schubert, H., 2015. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. Marine Pollution Bulletin 99, 216–229.

Teuten, E.L., Rowland, S.J., Galloway, T.S., Thompson, R.C., 2007. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. Environ. Sci. Technol. 41, 7759–7764.

Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? Science 304.

Turcq, B. 1999. Origin and evolution of the quaternary coastal plain between Guaratiba and Cabo Frio, State of Rio de Janeiro, Brazil. In: Knoppers, B. (org.), *Environmental Geochemistry of Coastal Lagoon Systems, Rio de Janeiro, Brazil*, pp., 25 - 46, Editora UFF, Niterói, RJ, Brasil.

Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C.R., 2013a. Microplastic pollution in deep-sea sediments. Environ. Pollut. 182, 495-499.

Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B., Mees, J., Janssen, C.R., 2013b. Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. Mar. Pollut. Bull. 73, 161-169.

Vermeiren, P., Muñoz, C.C., Ikejima, K., 2016. Sources and sinks of plastic debris in estuaries: A conceptual model integrating biological, physical and chemical distribution mechanisms. *Marine Pollution Bulletin* 113, 7–16.

Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moshino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L., 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: first observation on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 130, 54–61.

Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q., Cai, L., 2017. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere* 171, 248-258.

Wessel, C. C., Lockridge, G. R., Battiste, D., Cebrian, J., 2016. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 109, 178–183.

Yu, X., Peng, J., Wang, J., Wang, K., Bao, S., 2016. Occurrence of microplastics in the beach sand of the Chinese inner sea: the Bohai Sea. *Environ. Pollut.* 214, 722-730.

Zhang, K., Gong, W., Lv, J., Xiong, X., Wu, C., 2015. Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam. *Environ. Pollut.* 204, 117–123.

Zhao, S., Zhu, L., Li, D., 2015. Microplastic in three urban estuaries, China. *Environ. Pollut.* 206, 597-604.

3.7 – Material suplementar

Anexo 1

Localização das estações de amostragem

Estação	Zona da praia	Início do faixa		Final da faixa	
S-1	SLZ	-22 43' 48.66960"	-41 58' 27.26040"	-22 43' 47.57880"	-41 58' 29.80560"
	HTL	-22 43' 48.62280"	-41 58' 27.21360"	-22 43' 47.52480"	-41 58' 29.77680"
	ITZ	-22 43' 48.44640"	-41 58' 27.14520"	-22 43' 47.37720"	-41 58' 29.70480"
S-2	HTL	-22 42' 37.59120"	-41 59' 18.88440"	-22 42' 35.06040"	-41 59' 19.76280"
S-3	HTL	-22 41' 08.77560"	-41 59' 41.84160"	-22 41' 11.53680"	-41 59' 41.27640"
S-4	SLZ	-22 39' 45.99720"	-41 59' 53.26440"	-22 39' 43.07040"	-41 59' 53.55240"
	HTL	-22 39' 45.93240"	-41 59' 53.11680"	-22 39' 43.11000"	-41 59' 53.34360"
	ITZ	-22 39' 45.88560"	-41 59' 52.93680"	-22 39' 43.11360"	-41 59' 53.19240"
S-5	HTL	-22 38' 30.27120"	-41 59' 58.87680"	-22 38' 27.63600"	-41 59' 58.87680"
S-6	HTL	-22 37' 11.66880"	-41 59' 55.87800"	-22 37' 09.02640"	-41 59' 55.59360"
	SLZ	-22 36' 08.65440"	-41 59' 47.55480"	-22 36' 06.09840"	-41 59' 46.83480"
	HTL	-22 36' 08.79480"	-41 59' 47.09760"	-22 36' 06.18120"	-41 59' 46.68720"
S-7	ITZ	-22 36' 08.84520"	-41 59' 46.97880"	-22 36' 06.86160"	-41 59' 46.60800"
	SLZ	-22 35' 37.37760"	-41 59' 18.69360"	-22 35' 34.65960"	-41 59' 18.44520"
	HTL	-22 35' 37.38480"	-41 59' 18.41640"	-22 35' 34.72080"	-41 59' 18.06360"
S-8	ITZ	-22 35' 37.41360"	-41 59' 18.16440"	-22 35' 34.76040"	-41 59' 17.82960"
	HTL	-22 34' 19.93800"	-41 58' 58.55880"	-22 34' 18.04440"	-41 58' 57.93960"
	SLZ	-22 33' 02.85120"	-41 58' 26.91840"	-22 33' 02.25000"	-41 58' 26.55840"
S-10	HTL	-22 33' 02.85120"	-41 58' 26.91840"	-22 33' 00.39960"	-41 58' 25.46040"
	ITZ	-22 33' 01.53000"	-41 58' 26.11560"	-22 33' 00.93240"	-41 58' 25.75920"
	HTL	-22 31' 52.94280"	-41 57' 15.00480"	-22 31' 51.47400"	-41 57' 12.58920"
S-11	SLZ	-22 31' 40.83960"	-41 56' 45.16800"	-22 31' 40.33560"	-41 56' 42.07920"
	HTL	-22 31' 41.21400"	-41 56' 45.06360"	-22 31' 40.49400"	-41 56' 41.91720"
	ITZ	-22 31' 41.29680"	-41 56' 45.13200"	-22 31' 40.65240"	-41 56' 41.90280"
S-13	HTL	-22 31' 54.89760"	-41 56' 20.66640"	-22 31' 55.63920"	-41 56' 18.38760"

Anexo 2

Número médio de microplásticos por Kg de areia seca e o respectivo desvio padrão.

Zona da Praia	Estação												
	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	S-6	S-7	S-8	S-9	S-10	S-11	S-12	S-13
SLZ	2,4 ± 1,5	*	*	4,6 ± 1,3	*	*	17,2 ± 9,4	2,4 ± 3,4	*	3,2 ± 1,3	*	3,2 ± 2,4	*
	2,0 ± 1,4	1,8 ± 1,1	5,8 ± 5,5	3,8 ± 1,3	11,4 ± 10,4	11,0 ± 3,9	18,8 ± 7,2	1,4 ± 1,1	3,0 ± 1,0	3,2 ± 0,8	3,4 ± 1,1	2,6 ± 1,8	2,2 ± 0,8
ITZ	1,2 ± 0,4	*	*	1,6 ± 0,9	*	*	1,2 ± 0,8	1,2 ± 1,1	*	3,6 ± 1,5	*	3,6 ± 2,3	*

Anexo 3

Quantidade de microplásticos, forma, cor, grau de degradação, altura das ondas e velocidade do vento, além da morfologia praial e características de ocupação da área adjacente em cada uma das estações amostradas (HTL).

Estação		S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	S-6	S-7	S-8	S-9	S-10	S-11	S-12	S-13
Forma	Fragments	8	3	20	8	35	14	10	7	0	0	7	3	6
	Styrofoam	2	3	9	8	16	39	80	0	9	0	3	0	0
	Fibres	0	3	0	3	6	1	4	0	6	16	7	10	5
	Pellets	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Cor	Branco	4	3	16	10	18	38	79	7	10	0	3	4	0
	Azul	3	0	9	5	23	8	10	0	2	0	3	0	11
	Transparente	0	0	1	0	4	4	0	0	3	16	0	3	0
	Marron	1	0	3	2	6	5	5	0	0	0	0	3	0
	Preto	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
	Rosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	3	0
Degradação	Verde	0	0	0	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	Amarelo	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Alto	6	3	18	10	26	33	80	7	8	0	9	7	6
	Baixo	4	6	11	9	31	22	14	0	7	16	8	6	5
Altura das ondas ¹		0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,8	0,8	0,8
Velocidade do vento ²		7,0	7,0	6,0	5,0	6,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	8,0	8,0	8,0
Morfologia praial ³		D	D	D	I	I	I	I	R	R	R	R	R	R
Ocupação adjacente ⁴		R	R	R	B	B	M	M	M	M	M	M	M	M

¹ em metros (m); ² em metros por segundo (m.s⁻¹)

³ - D: Dissipativa; I: Intermediária; R: Refletiva; ⁴ - R: Restinga; B: Baixa; M: Média

Anexo 4

A: Autovalores da matriz de correlação obtidos na análise de componentes principais.

Autovalores da matriz de correlação				
Componentes	Autovalor	Diferença	Proporção	Cumulativo
1	6,56	3,94	0,39	0,39
2	2,62	0,13	0,15	0,54
3	2,50	0,68	0,15	0,69
4	1,81	0,53	0,11	0,79
5	1,28	0,25	0,08	0,87
6	1,03	0,45	0,06	0,93
7	0,59	0,32	0,03	0,96
8	0,27	0,10	0,02	0,98
9	0,17	0,07	0,01	0,99
10	0,10	0,05	0,01	1,00
11	0,05	0,04	0,00	1,00
12	0,01	0,01	0,00	1,00
13	0,00	0,00	0,00	1,00
14	0,00	0,00	0,00	1,00
15	0,00	0,00	0,00	1,00
16	0,00	0,00	0,00	1,00
17	0,00		0,00	1,00

B: Autovetores das variáveis respostas dentro dos componentes principais.

Autovetores		
Variável	Componente 1	Componente 2
Quantidade de MPs	0,36	0,20
Fragments	0,29	-0,27
Styrofoam	0,31	0,35
Fibres	-0,09	-0,04
Pellets	0,14	0,15
Degradação alta	0,32	0,32
Degradação baixo	0,30	-0,19
Altura das ondas	-0,10	0,24
Velocidade do vento	-0,18	0,38
Branco	0,31	0,34
Azul	0,31	-0,19
Transparente	-0,01	-0,17
Marrom	0,36	0,00
Preto	-0,18	0,09
Rosa	-0,14	0,21
Verde	0,21	-0,42
Amarelo	-0,11	-0,02

Matriz de correlação e nível de significância entre as variáveis analisadas.

	Quant. MPs	Fragments	Styrofoam	Fibres	Pellets	Degrad. Alto	Degrad. Baixo	Alt. ondas	Vel. vento	Branco	Azul	Transparente	Marrom	Preto	Rosa	Verde	Amarelo
Quant. MPs	1,00																
Fragments	0,63 0,02	1,00															
Styrofoam	0,80 0,001	0,63 0,02	1,00														
Fibres	0,16 0,61	-0,51 0,07	-0,20 0,51	1,00													
Pellets	0,31 0,30	0,31 0,30	0,39 0,18	-0,23 0,44	1,00												
Degrad. Alto	0,83 0,00	0,76 0,002	0,85 0,00	-0,19 0,54	0,39 0,19	1,00											
Degrad. Baixo	0,89 <,0001	0,45 0,12	0,67 0,01	0,29 0,34	0,39 0,19	0,59 0,03	1,00										
Alt. ondas	0,01 0,97	-0,29 0,33	-0,29 0,34	0,66 0,02	0,04 0,89	0,00 0,99	-0,04 0,90	1,00									
Vel. vento	-0,41 0,16	-0,54 0,06	-0,51 0,08	0,43 0,15	0,00 1,00	-0,38 0,20	-0,45 0,12	0,78 0,00	1,00								
Branco	0,70 0,01	0,72 0,01	0,86 0,00	-0,37 0,22	0,39 0,19	0,90 <,0001	0,51 0,07	-0,27 0,38	-0,56 0,05	1,00							
Azul	0,67 0,01	0,74 0,004	0,59 0,04	-0,15 0,62	0,16 0,61	0,65 0,02	0,45 0,12	0,03 0,92	-0,28 0,35	0,49 0,09	1,00						
Transparente	0,38 0,20	-0,02 0,94	0,16 0,61	0,43 0,14	0,38 0,20	0,10 0,74	0,64 0,02	0,16 0,61	-0,16 0,60	0,18 0,55	- 0,93	1,00					
Marron	0,74 0,004	0,78 0,002	0,66 0,01	-0,14 0,64	0,37 0,22	0,77 0,002	0,61 0,03	-0,13 0,68	-0,42 0,15	0,80 0,001	0,58 0,04	0,33 0,28	1,00				
Preto	-0,37 0,21	-0,15 0,63	-0,14 0,66	-0,08 0,81	-0,16 0,61	-0,35 0,24	-0,34 0,26	-0,17 0,58	0,29 0,34	-0,43 0,14	- 0,34	-0,48 0,10	-0,39 0,19	1,00			
Rosa	-0,04 0,89	-0,22 0,48	-0,27 0,37	0,51 0,07	-0,12 0,69	-0,02 0,95	-0,13 0,67	0,61 0,03	0,62 0,02	-0,29 0,33	- 0,37	-0,06 0,85	-0,09 0,78	0,35 0,24	1,00		
Verde	0,41 0,16	0,45 0,12	0,30 0,32	0,07 0,81	-0,12 0,69	0,35 0,24	0,42 0,15	-0,22 0,47	-0,65 0,02	0,33 0,28	0,43 0,15	0,13 0,68	0,44 0,13	-0,23 0,45	-0,18 0,56	1,00	
Amarelo	-0,39 0,19	-0,27 0,37	-0,04 0,90	-0,12 0,70	-0,08 0,79	-0,39 0,19	-0,19 0,53	-0,37 0,21	0,00 1,00	-0,27 0,37	- 0,35	-0,25 0,41	-0,28 0,35	0,58 0,04	-0,12 0,69	-0,12 0,69	1,00

Spearman Correlation Coefficients, N = 13; Prob > |r| under H0: Rho=0

Anexo 6: ANOVA entre as estações amostradas

Análise da variância entre as estações pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis baseado nos postos das observações								
Estação	N ¹	Média dos postos ²	Mínimo	Quartil 1	Mediana	Quartil 3	Máximo	P-valor ³
S-1	5	18,40 bc	0	2	2	2	4	<0,0001*
S-2	5	16,50 bc	0	2	2	2	3	
S-3	5	36,10 abc	1	2	5	6	15	
S-4	5	36,00 abc	2	3	4	5	5	
S-5	5	54,70 ab	6	7	7	7	30	
S-6	5	55,30 ab	5	10	11	14	15	
S-7	5	61,10 a	13	14	17	19	31	
S-8	5	12,50 c	0	1	1	2	3	
S-9	5	28,70 abc	2	2	3	4	4	
S-10	5	31,50 abc	2	3	3	4	4	
S-11	5	32,80 abc	2	3	3	4	5	
S-12	5	25,30 abc	0	2	3	3	5	
S-13	5	20,10 bc	1	2	2	3	3	

¹ Número de observações.

² Médias calculadas sobre os postos das observações, onde letras diferentes na coluna representam diferença estatística ao nível de 5% (0,05) de significância considerando comparações de médias dos postos pelo método ajustado de Bonferroni.

³ Valor de probabilidade do teste estatístico (Kruskal-Wallis).

* Significativo ao nível de 5%.

Anexo 7: ANOVA entre condições morfodinâmicas

Análise da variância entre condições morfodinâmicas pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis baseado nos postos das observações.								
Condição Morfodinâmica	N ¹	Média dos postos ²	Mínimo	Quartil 1	Mediana	Quartil 3	Máximo	P-valor ³
Dissipativa	15	23,67 b	0	2	2	4	15	<0,0001*
Intermediária	20	51,78 a	2	5	8,5	14,5	31	
Refletiva	30	25,15 b	0	2	3	3	5	

¹ Número de observações.

² Médias calculadas sobre os postos das observações, onde letras diferentes na coluna representam diferença estatística ao nível de 5% (0,05) de significância considerando comparações de médias dos postos pelo método ajustado de Bonferroni.

³ Valor de probabilidade do teste estatístico (Kruskal-Wallis).

* Significativo ao nível de 5%.

Anexo 8: ANOVA entre ocupação da área adjacente às praias

Análise da variância entre ocupação pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis baseado nos postos das observações.								
Ocupação	N ¹	Média dos postos ²	Mínimo	Quartil 1	Mediana	Quartil 3	Máximo	P-valor ³
baixa	10	45,35 a	2	4	5,5	7	30	0,0171*
média	40	33,41 ab	0	2	3	5	31	
restinga	15	23,67 b	0	2	2	4	15	

¹ Número de observações.

² Médias calculadas sobre os postos das observações, onde letras diferentes na coluna representam diferença estatística ao nível de 5% (0,05) de significância considerando comparações de médias dos postos pelo método ajustado de Bonferroni.

³ Valor de probabilidade do teste estatístico (Kruskal-Wallis).

* Significativo ao nível de 5%.

Anexo 9: ANOVA entre o grau de degradação

Análise da variância entre degradação pelo teste não paramétrico de postos assinalados de Wilcoxon								
Nível de Degradação	N ¹	Média dos postos ²	Mínimo	Quartil 1	Mediana	Quartil 3	Máximo	P-valor ³
Alta	13	1,76 a	0	6	8	18	80	0,193 ^{ns}
Baixa	13	1,23 a	0	6	8	14	31	

¹ Número de observações.

² Médias calculadas sobre os postos das observações, onde letras diferentes na coluna representam diferença estatística ao nível de 5% (0,05) de significância.

³ Valor de probabilidade do teste estatístico (postos assinalados de Wilcoxon).

^{ns} Não significativo ao nível de 5%.

Anexo 10: ANOVA entre as formas dos microplásticos

Análise da variância entre forma dos poluentes pelo teste não paramétrico de Friedman baseado postos nos postos das observações								
Forma	N ¹	Média dos postos ²	Mínimo	Quartil 1	Mediana	Quartil 3	Máximo	P-valor ³
Fragments	13	3,27 a	0	3	7	10	35	<0,0001*
Styrofoam	13	2,81 a	0	0	3	9	80	
Fibres	13	2,54 ab	0	1	4	6	16	
Pellets	13	1,38 b	0	0	0	0	1	

¹ Número de observações.

² Médias calculadas sobre os postos das observações, onde letras diferentes na coluna representam diferença estatística ao nível de 5% (0,05) de significância considerando comparações de médias dos postos pelo método ajustado de Bonferroni.

³ Valor de probabilidade do teste estatístico (Friedman).

* Significativo ao nível de 5%.

Anexo 11: ANOVA entre cores dos microplásticos

Análise da variância entre cores dos poluentes pelo teste não paramétrico de Friedman baseado postos nos postos das observações.								
Cor	N ¹	Média dos postos ²	Mínimo	Quartil 1	Mediana	Quartil 3	Máximo	P-valor ³
Amarelo	13	3,23 b	0	0	0	0	3	<0,0001*
Azul	13	5,88 a	0	0	3	9	23	
Branco	13	7,08 a	0	3	7	16	79	
Marrom	13	4,65 ab	0	0	1	3	6	
Preto	13	3,77 b	0	0	0	0	3	
Rosa	13	3,82 b	0	0	0	0	8	
Transparente	13	4,35 ab	0	0	0	3	16	
Verde	13	3,42 b	0	0	0	0	6	

¹ Número de observações.

² Médias calculadas sobre os postos das observações, onde letras diferentes na coluna representam diferença estatística ao nível de 5% (0,05) de significância considerando comparações de médias dos postos pelo método ajustado de Bonferroni.

³ Valor de probabilidade do teste estatístico (Friedman).

* Significativo ao nível de 5%.

CAPÍTULO 4. DISTRIBUIÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DE MICROPLÁSTICOS EM PRAIAS DA “CAPITAL BRASILEIRA DO PETRÓLEO”: MACAÉ, RIO DE JANEIRO, BRASIL

4.1 - Introdução

A produção mundial de plásticos aumentou de forma exponencial ao longo dos últimos 60 anos, atingindo quase 300 milhões de toneladas em 2013. Em 2015 a produção superou os 322 milhões de toneladas. Este aumento ocorreu devido aos diversos benefícios dos plásticos, como versatilidade, leveza e resistência à degradação (Plastic Europe, 2014; 2016). Infelizmente, a gestão inadequada desses resíduos tem causado uma série de impactos ambientais, especialmente aos ambientes marinhos. Estima-se que 80% do lixo marinho seja composto por plásticos (Derraik, 2002). Consequentemente, grande parte desses resíduos acabam chegando às praias ou permanecendo nos oceanos, prejudicando várias atividades econômicas, como o turismo, a pesca, a atividade portuária e, principalmente a biota.

A comunidade científica internacional tem concentrado esforços no entendimento da poluição por microplásticos, que têm maior abundância e são potencialmente mais nocivos aos ambientes. Os microplásticos são definidos amplamente na literatura como partículas plásticas com dimensões inferiores a 5 mm, apesar de ainda não haver um consenso (Andrady, 2011). Esses poluentes podem ser classificados em dois tipos: microplásticos primários ou secundários, de acordo com sua origem (Barnes *et al.*, 2009). Os microplásticos primários são produzidos originalmente abaixo das dimensões citadas. São utilizados em produtos de higiene e cosméticos, como pasta de dente e esfoliantes para pele. Os microplásticos secundários são derivados da fragmentação de plásticos maiores (Cole *et al.*, 2011; Filella, 2015).

A despeito da evidência da presença de microplásticos em escala global ainda não se conhece profundamente os impactos biológicos deste poluente (Barnes *et al.*, 2009; Ryan *et al.*, 2009). De fato, o pequeno tamanho dessas partículas pode causar vários impactos à biota marinha. Ao ser ingerido pelos organismos os

microplásticos podem ocasionar danos físicos, como a obstrução de alguns sistemas. Além desse efeito, ainda existe a possibilidade de associação de produtos tóxicos a superfície desses fragmentos, tornando-os capazes de causar carcinogênese e ruptura endócrina (Wright *et al.*, 2013). Ademais, ainda existe o risco de contaminação e acumulação ao longo da cadeia alimentar.

Os processos responsáveis pela distribuição dos microplásticos em ambientes marinhos, apesar de incipientes, também têm sido investigados (Kowalski *et al.*, 2016; Veerasingam *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2017). As condições hidrodinâmicas, os ventos, os fluxos dos rios e a variação das marés podem influenciar significativamente no transporte e na distribuição desses poluentes (Browne *et al.*, 2010; Collignon *et al.*, 2012; Ballent *et al.*, 2013). Também é importante destacar que esses fragmentos podem ter sua estrutura física alterada pela ação da radiação UV, pela temperatura e pela presença de organismos, fatores que podem alterar seu comportamento (Morét-Ferguson *et al.*, 2010). Além de tudo, ainda existem vários tipos de polímeros, como o polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), cloreto de polivinilo (PVC), poliamida (PA), tereftalato de polietileno (PET) e álcool polivinílico (PVA), que possuem diferentes densidades e flutuam em diferentes profundidades na coluna d'água (Wright *et al.*, 2013).

No litoral brasileiro ainda existem poucos estudos sobre a distribuição e o comportamento de microplásticos em praias e outros ambientes costeiros. Ivar do Sul *et al.* (2009) identificaram polímeros sintéticos em amostras de plâncton em torno do arquipélago de São Pedro e São Paulo no Oceano Atlântico Equatorial. Em 2014, Turra *et al.* investigaram a distribuição de pellets em praias da Baía de Santos, Estado de São Paulo. Os resultados mostraram presença desses fragmentos na superfície e nas camadas mais profundas das areias das praias da área de estudo. Moreira *et al.*, (2016) avariaram microplásticos em 13 praias arenosas, também no Estado de São Paulo. A pesquisa apresentou maior acumulação de poluentes nas áreas mais centrais do litoral, próximo às fábricas e aos portos que transportam as maiores quantidades de pellets. Carvalho e Baptista Neto (2016) investigaram a abundância, a composição e a distribuição de microplásticos e pequenos fragmentos de plástico nas praias da Baía de Guanabara, Estado do Rio de Janeiro. Este estudo encontrou concentrações microplásticas que variaram de 12 a 1300 partículas por

m². Os resultados apontaram para a existência de fibras, isopor, pellets e fragmentos, sendo estes últimos o mais abundantes.

No município de Macaé, localizado no litoral leste do Estado do Rio de Janeiro – Brasil, ainda não existem estudos sobre este tipo de poluição. Conhecido como “Capital do Petróleo”, Macaé está situado a 200 km da capital do Estado. Até o final da década de 1970 o município tinha como principais atividades econômicas a pesca, agricultura e pecuária. Entretanto, a partir de 1978, com a instalação da sede regional da Petrobras, a dinâmica da região começou a mudar. Com a exploração de petróleo em águas profundas da bacia de Campos, verificou-se um grande crescimento populacional e econômico. Só entre 1970 e 2010 a população aumentou em mais de 150.000 pessoas, atingindo 206.728 habitantes (Rocha e Ferreira, 2011; IBGE, 2013). O significativo aumento populacional da região gerou uma urbanização intensiva e desordenada, expressa na favelização e na sobrecarga da infra-estrutura e do meio ambiente. Diversos ecossistemas do município passaram a ser impactados, principalmente as praias.

Em relação à carência de informações sobre esses poluentes neste segmento do litoral brasileiro, restam questões a serem esclarecidas: (i) quais as prováveis fontes para os microplásticos depositados nessas praias (ii) Quais os fatores estão influenciando nesta distribuição entre o verão e inverno? E, (iii) quais os fatores influenciam na diferença de concentrações entre praias com diferentes usos? Diante do disto, este estudo teve como objetivo: (i) identificar as variações espaciais e temporais na abundância de microplásticos ao longo das areias das praias do município de Macaé, “Capital Brasileira do Petróleo”; (ii) caracterizar a variação temporal dos tipos de microplásticos; e, (iii) verificar a influência das condições ambientais e dos usos das praias nesta distribuição.

4.2 – Materiais e métodos

4.2.1 – Área de estudo

A área de estudo está localizada no litoral leste do Estado do Rio de Janeiro, entre as coordenadas 22°15'00"S – 22°30'00"S e 41°40'00"W – 41°55'00"W, conforme mostra a figura 4.1. É um trecho de cerca de 25 km compreendido entre as

praias do Mar do Norte e a praia adjacente à Lagoa de Jurubatiba. Nesses extremos predominam áreas mais preservadas, com presença de vegetação de restinga. Além das praias, esse segmento do litoral também apresenta alguns promontórios, outra lagoa adjacente - a Lagoa de Imboassica e, a desembocadura do Rio Macaé, com presença de manguezal em seu baixo curso. Geologicamente a região está inserida no flanco sul da planície costeira do Paraíba do Sul, que é composta predominantemente por terraços pleistocênicos bem desenvolvidos, datados em 120.000 anos A.P. O cordão arenoso litorâneo é mais recente que 5.000 anos A.P. (Martin *et al.*, 1984; Muehe 2005). Em relação à hidrodinâmica, as praias são classificadas como expostas e de alta energia. Morfologicamente são classificadas como praias refletivas, pois apresentam a face de praia bastante íngreme, com predomínio de areias grossas (Muehe, 2004).

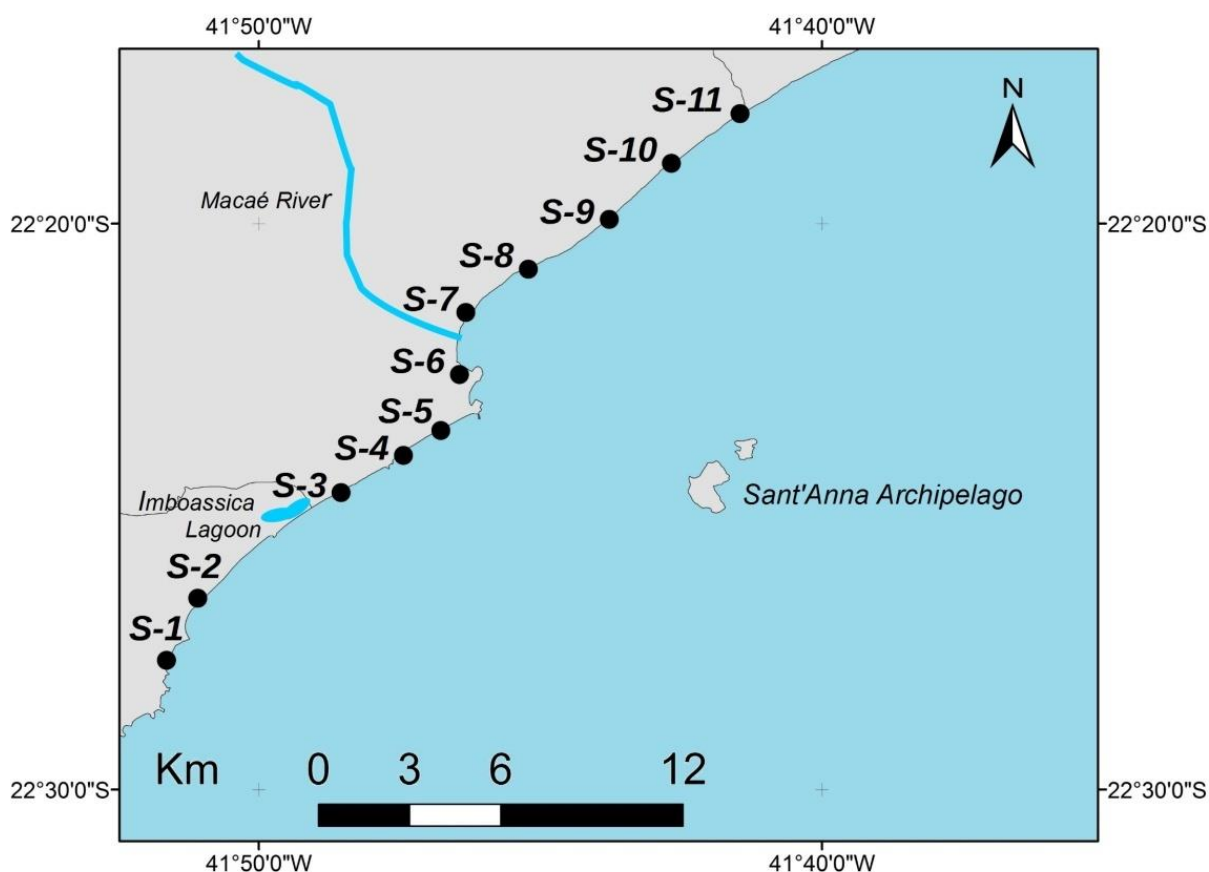


Figura 4.1 - Área de estudo com as estações de amostragem. Fonte: Elaborado pelo autor.

O clima da região é tropical do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen, com maiores precipitações no verão (dezembro a março) (Alvares *et al.*, 2014). O regime de maré é caracterizado como semi-diurno e assimétrico com amplitude aproximada de 1,0 m. O clima de ondas neste segmento do litoral brasileiro é definido predominantemente como de tempo bom, com variações no quadrante nordeste (Castro *et al.*, 2011). Essa situação é resultado de sistemas de larga escala atuantes no Atlântico Sul. O Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), que predomina na maior parte do ano, é responsável por condições de estabilidade atmosférica, gerando ventos e ondulações provenientes de ENE. No outono e inverno ocorrem sistemas frontais e ciclones extratropicais que causam ventos e ondulações provenientes de Sudeste, Sul e Sul-sudoeste, responsáveis por condições denominadas de mau tempo (Parente *et al.*, 2014). As ondas que atingem as praias têm uma altura média entre 1,0 e 2,0 m, com mais de 40% das ocorrências, enquanto as ondas entre 0,0 e 1,0 m ocorrem em 25% do total (Castro *et al.*, 2011). O transporte litorâneo residual é orientado para o norte (Bastos 1997; Muehe e Valentini 1998).

No trecho extremo norte da área de estudo está localizado o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Esta área foi criada pelo Decreto Federal sem número de 29 de abril de 1998 para abrigar diversas espécies de fauna e flora das restingas que em outros locais do país estão em risco de extinção. Em direção ao sul a ocupação se torna mais densa, com presença desde bairros planejados até áreas de construção irregular. Próximo a desembocadura do Rio Macaé está localizado o Porto de Imbetiba, destinado ao apoio das operações de exploração e extração de petróleo da Bacia de Campos. Este porto possui um fluxo de atracções que supera 500 por mês (Grisostolo, 2012).

4.2.2 - Coleta e preparação das amostras

As coletas, a preparação das amostras e as extrações de microplásticos foram realizadas a partir de adaptações das recomendações de Besley *et al.* (2017). As amostras de areia foram coletadas na linha de maré alta (High Tide Line - HTL) ao longo de 11 estações nas praias da região em fevereiro e agosto de 2017, durante a maré vazante de quadratura. Cada estação representada no mapa

corresponde a um trecho de 100 metros. Neste trecho foram coletadas amostras em 5 pontos equidistantes uns dos outros, com o objetivo de demonstrar a média de cada estação. Sedimentos também foram coletados na zona supralitoral (Supralittoral Zona - SLZ) e na zona inter maré (Inter-tidal Zone - ITZ), nos extremos dos arcos praias analisados (Estações S-1, S-5, S-8 e S-11), seguindo os mesmos procedimentos de amostragem da HTL. Foi utilizado para a coleta do sedimento um amostrador metálico de 50 X 50 cm com 5 cm de profundidade para a delimitação da área de amostragem. Em seguida, foi utilizada uma espátula metálica para recolher a areia. A areia foi peneirada através de uma peneira metálica de 5 mm, colocada em recipiente metálico e levada para laboratório. É importante ressaltar que a cada amostragem os materiais foram devidamente enxaguados para evitar contaminação. No laboratório cada amostra foi colocada para secar a uma temperatura de 60 °C durante 72 horas. Após esse período cada amostra foi homogeneizada e quarteada. Ao todo foram coletadas 95 amostras. As coordenadas dos pontos de amostragem são apresentadas no Anexo 12 do Material Suplementar.

4.2.3 - Separação e contagem dos microplásticos

A extração dos microplásticos foi obtida pela separação por densidade da areia seca com uma solução salina completamente saturada. Foram utilizados 250 g areia seca para cada litro de solução. Essa mistura foi agitada durante 2 minutos. Depois disso a solução ficou em repouso por 5 horas. Então o sobrenadante foi cuidadosamente recolhido e passado por um sistema de filtragem a vácuo. Foi utilizado papel filtro quantitativo faixa azul, com tamanho de poro < 2 µm (Unifil – Alemanha). Esse processo foi repetido três vezes para cada amostra.

Posteriormente os filtros foram examinados em Lupa Estereoscópica Binocular com ampliação de até 40X. Sabe-se que com a diminuição do tamanho da partícula também diminui-se a habilidade de identificação dos microplásticos (Lenz *et al.*, 2015; Song *et al.*, 2015; Ballent *et al.*, 2016). Por mais pistas que uma maior ampliação possa oferecer, mais tempo é demandado para a análise das amostras. Diante dessa limitação, os microplásticos foram sistematicamente contados dentro da faixa de 0,3 a 5 mm (NOAA, 2015) e classificados de acordo com sua forma e cor. O resultado da contagem foi multiplicado por 4 para refletir a quantidade média

de itens microplásticos por cada kg de areia seca coletada em cada ponto. Todas as partículas foram fotografadas usando uma câmera digital acoplada a lupa. Com o objetivo de avaliar a contaminação laboratorial também foi utilizado um branco. Um litro de solução sem areia passou pelos mesmos procedimentos.

4.2.4 - Variáveis ambientais e antrópicas

A influência das variáveis ambientais e antrópicas na distribuição e características do microplásticos foi investigada entre o verão e o inverno. Foram obtidas informações sobre velocidade e direção do vento, altura e direção das ondas, direção da deriva litorânea, bem como informações relacionadas aos diferentes usos de cada praia deste segmento do litoral do Estado do Rio de Janeiro. Os dados de vento foram retirados de uma Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática localizada no município de Macaé-RJ (INMET, 2017). Os dados de ondas foram obtidos a partir de uma bóia meteoceanográfica localizada em Cabo Frio-RJ (DHN, 2017). Informações sobre a deriva litorânea foram obtidas por levantamento bibliográfico de trabalhos realizados na região. Dados sobre uso das praias foi obtido previamente e durante as etapas de campo da presente pesquisa.

4.2.5 - Tratamento estatístico

Com a finalidade de caracterizar as praias quanto à quantidade de microplásticos, velocidade e direção do vento, altura e direção das ondas, realizou-se a análise de componentes principais, a partir da matriz de correlação para as médias das variáveis entre as estações amostradas. Tal análise foi conduzida utilizando o PROC PRINCOMP do software SAS. Na sequência, realizou-se a análise de correlação entre as variáveis. Foi realizado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk para cada uma das variáveis utilizando o PROC UNIVARIATE do software SAS e a análise de valores extremos (outliers) por meio de gráficos de boxplot. A normalidade das variáveis e ausência de outliers são pressuposições para o método de correlação paramétrico de Pearson. Como algumas variáveis não apresentaram normalidade optou-se pelo método de correlação não paramétrico de Kendall, o qual protege contra o erro tipo I, que evita aceitar a existência de

correlação quando na verdade esta não existe (Arndtet *al.*, 1999; Puth *et al.*, 2015). A análise de correlação foi realizada utilizando o PROC CORR do software SAS utilizando o método de Kendall. Todas as análises foram realizadas no software SAS, 9.1 SAS (2012). Foram consideradas diferenças estatísticas significativas quando $P < 0,05$ (5%).

4.3 - Resultados

O número total de microplásticos encontrados nas praias do município de Macaé (Rio de Janeiro, Brasil) foi de 1380 itens, somando os encontrados no verão e no inverno, em todas as zonas de praia amostradas. Durante o verão foi encontrado um total de 106 itens na SLZ, 415 na HTL e 71 na ITZ. No inverno a quantidade de microplásticos encontrada foi de 223 itens na SLZ, 476 na HTL e 89 na ITZ. O Anexo 13 do Material Suplementar exibe a quantidade de itens microplásticos por zona da praia e estação de amostragem, tanto no verão quanto no inverno, bem como os respectivos nomes de cada praia.

No verão, a estação S-9 (Praia São José do Barreto) apresentou a maior quantidade média de microplásticos na HTL com $20,2 \pm 9,9$ itens.Kg⁻¹. A estação S-11 (Praia de Jurubatiba) apresentou a menor quantidade, com $4,2 \pm 1,3$ itens.Kg⁻¹ de areia seca. No inverno, a estação S-8 (Praia Bar do Coco) apresentou a maior quantidade média de microplásticos na HTL com $23,6 \pm 5,8$ itens.Kg⁻¹, enquanto que as estações S-1 (Praia Mar do Norte) e S-4 (Praia dos Cavaleiros) apresentaram as menores quantidades, com $4,0 \pm 0,7$ e $4,0 \pm 1,6$ itens.Kg⁻¹ de areia seca, respectivamente. A figura 4.2 mostra a variação da quantidade de microplásticos nas estações amostradas entre o verão e o inverno.

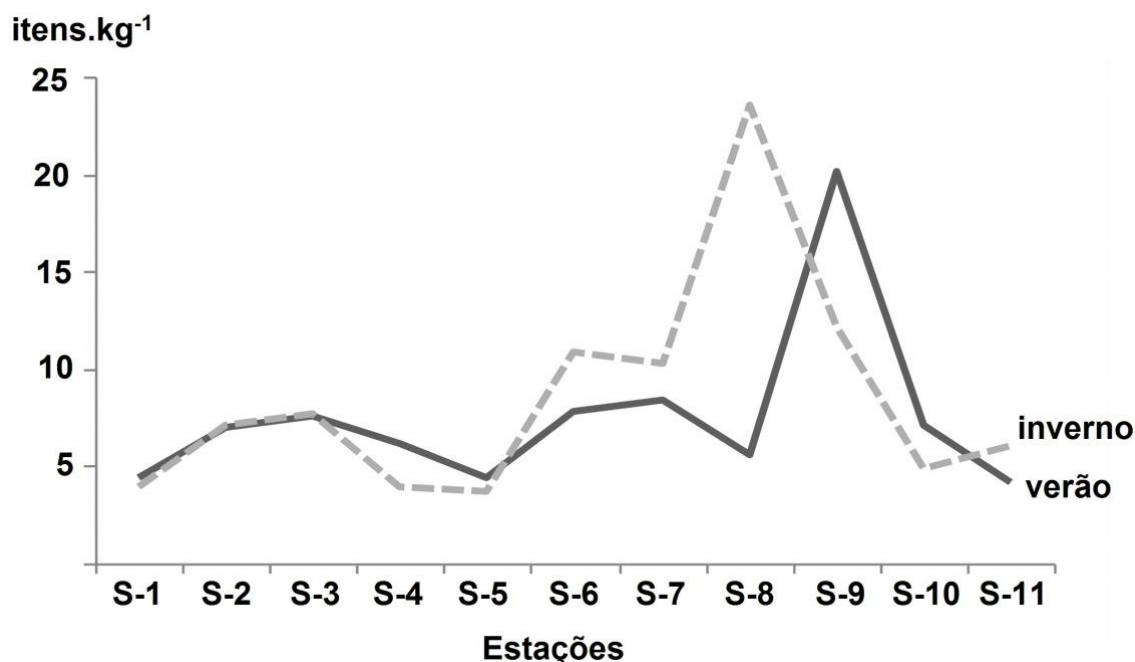


Figura 4.2 - Variação da quantidade de itens microplásticos por Kg de areia seca ao longo das praias (HTL) do município de Macaé (Rio de Janeiro, Brasil) entre o verão e o inverno.

Ainda no verão, na SLZ, a estação S-8 (Praia Bar do Coco) apresentou a maior quantidade de microplásticos com $7,0 \pm 4,0$ itens.Kg⁻¹, enquanto que a estação S-1 (Praia Mar do Norte) apresentou $4,0 \pm 1,6$ itens.Kg⁻¹. Na ITZ, a estação com maior quantidade de microplásticos foi a S-11 (Praia de Jurubatiba) com $4,2 \pm 1,9$ itens.Kg⁻¹, enquanto que a estação S-1 (Praia Mar do Norte) apresentou $2,6 \pm 1,1$ itens.Kg⁻¹. No inverno, a maior quantidade de microplásticos na SLZ foi verificada na estação S-8 (Praia Bar do Coco) com $20,1 \pm 6,7$ itens.Kg⁻¹. A estação S-1 (Praia Mar do Norte) apresentou a menor quantidade de poluentes da SLZ neste período do ano, com $7,2 \pm 3,1$ itens.Kg⁻¹. Também no inverno ocorreram variações da quantidade de microplásticos ITZ ao longo das praias. A maior quantidade verificada foi de $8,4 \pm 2,4$ e a menor foi de $2,2 \pm 1,6$ itens.Kg⁻¹, respectivamente entre as estações S-8 e S-1. Os brancos utilizados apresentaram contaminação bastante limitada. A figura 4.3 demonstra o percentual de itens por cada zona da praia no total de microplásticos encontrados em cada uma das estações identificadas.

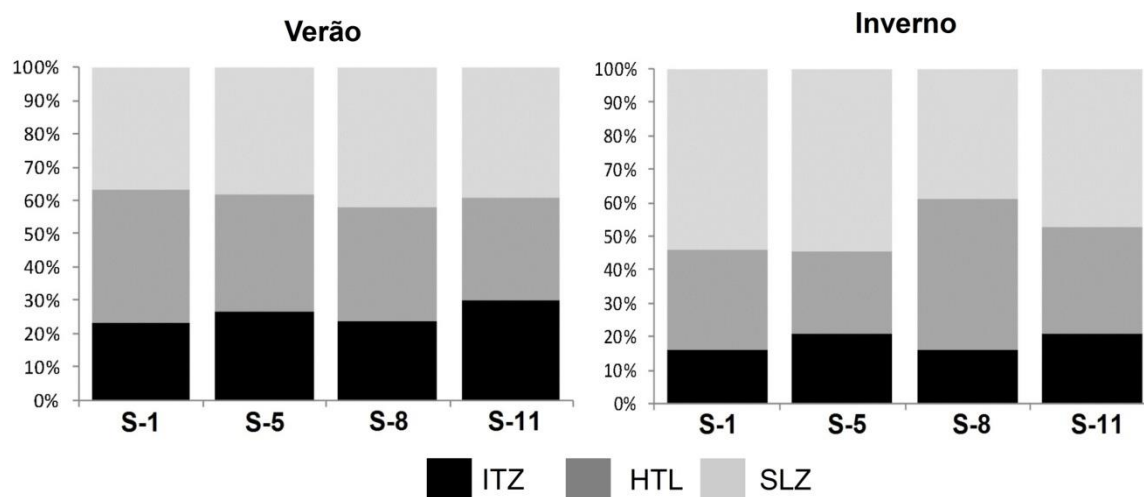


Figura 4.3: Percentual de microplásticos por zona da praia.

Os microplásticos ainda foram classificados de acordo com as cores e formas encontradas. Tanto no verão quanto no inverno predominaram microplásticos de cor azul, com 28,1 e 27,3% do total de microplásticos analisados. Poluentes amarelos foram encontrados apenas no verão, enquanto que poluentes de cor rosa foram encontrados apenas no inverno. Em relação às formas, em ambos os períodos do ano ocorreu maior quantidade de fragmentos. Fibras e isopor também foram identificados nesse período. Pellets foram identificados apenas no verão. As figuras 4.4 e 4.5 mostram as cores e formas encontradas em cada um dos períodos do ano, bem como seus percentuais. A figura 4.6 exhibe os percentuais das diferentes formas de microplásticos entre as zonas da praia, tanto no verão quanto no inverno.

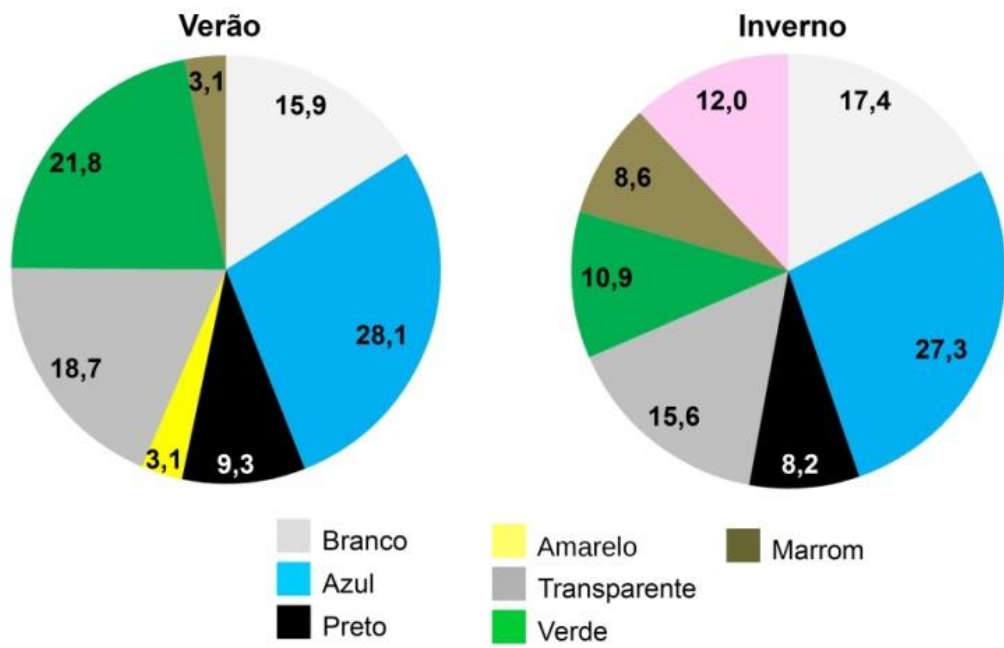


Figura 4.4 - Cores dos microplásticos em diferentes períodos do ano.

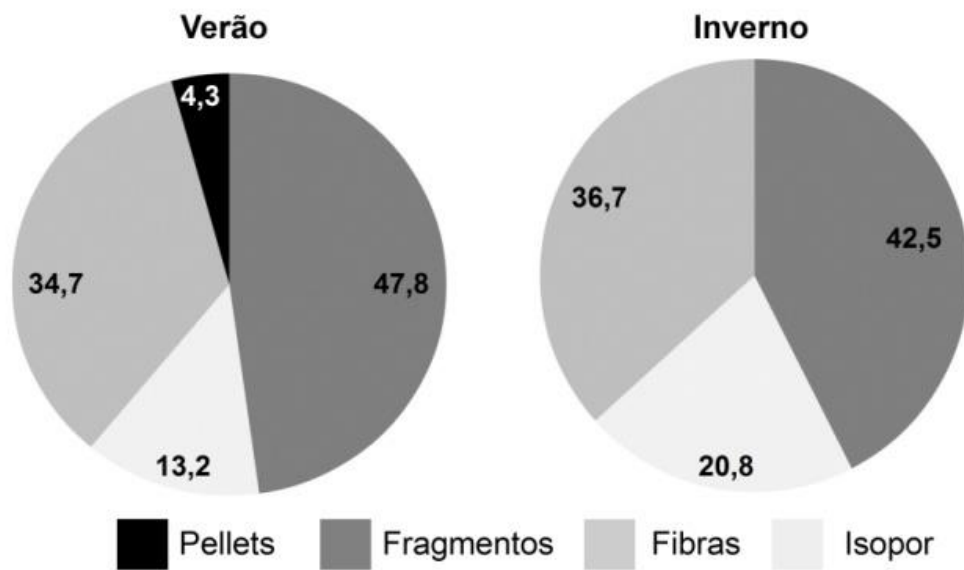


Figura 4.5 - Forma dos microplásticos em diferentes períodos do ano.

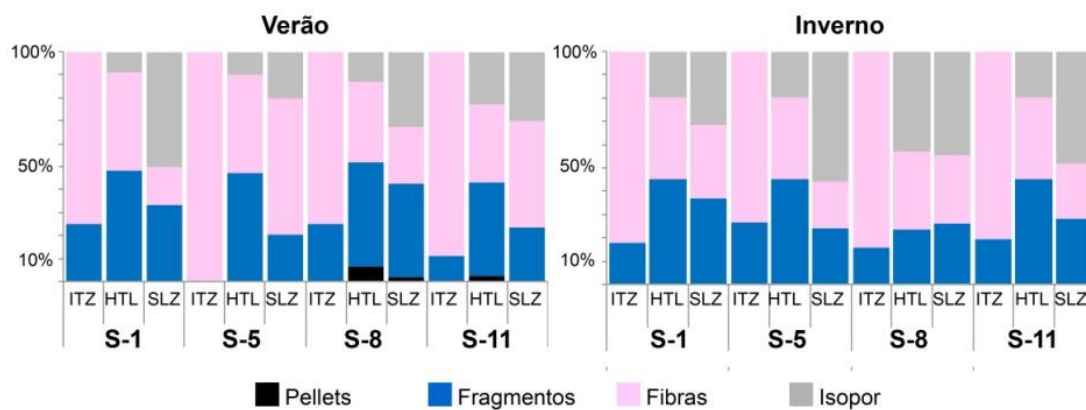


Figura 4.6 - Forma dos microplásticos em cada zona de praia em diferentes períodos do ano.

A Figura 4.7 mostra exemplos dos microplásticos encontrados na área de estudo.



Figura 4.7 – Exemplos de microplásticos encontrados na área de estudo.

Foram verificadas variações na velocidade e direção do vento nas praias da área de estudo entre os períodos de amostragem.

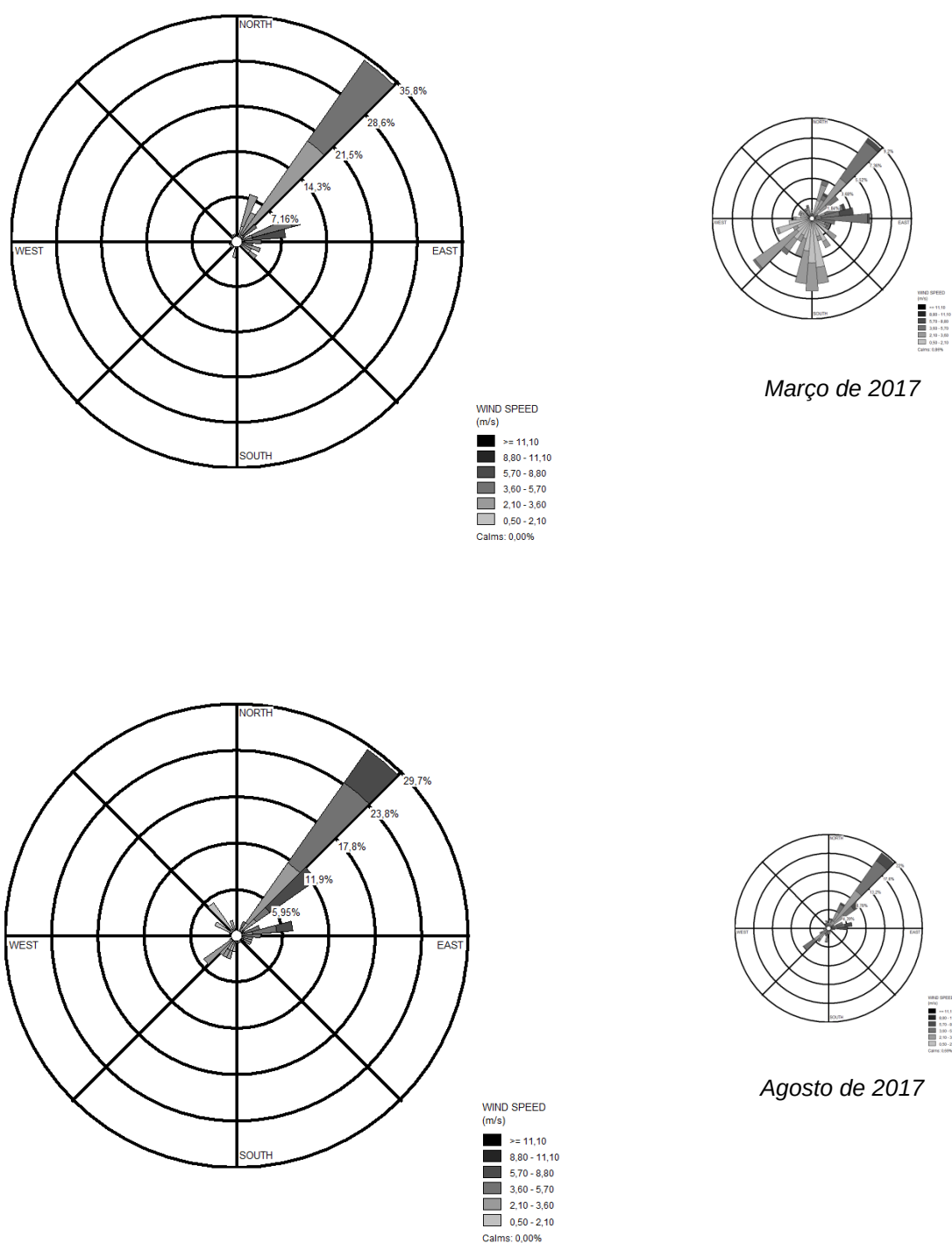


Figura 4.8: Rosa-dos-ventos para o litoral de Macaé (Rio de Janeiro, Brasil) entre o verão (parte superior) e o inverno (parte inferior). As rosas-dos-ventos à esquerda correspondem às condições do vento nos dias de amostragem e aquelas à direita apresentam informações consolidadas do mês.

Durante a amostragem de verão a velocidade mínima verificada foi de $1,9 \text{ m.s}^{-1}$ e a velocidade máxima foi de $3,9 \text{ m.s}^{-1}$. Durante a amostragem de inverno a velocidade do vento variou de $5,0$ a $7,1 \text{ m.s}^{-1}$. A figura 4.8 mostra a rosa-dos-ventos para o litoral de Macaé – RJ e a figura 4.9 exhibe as frequências das velocidades do vento em ambas as campanhas.

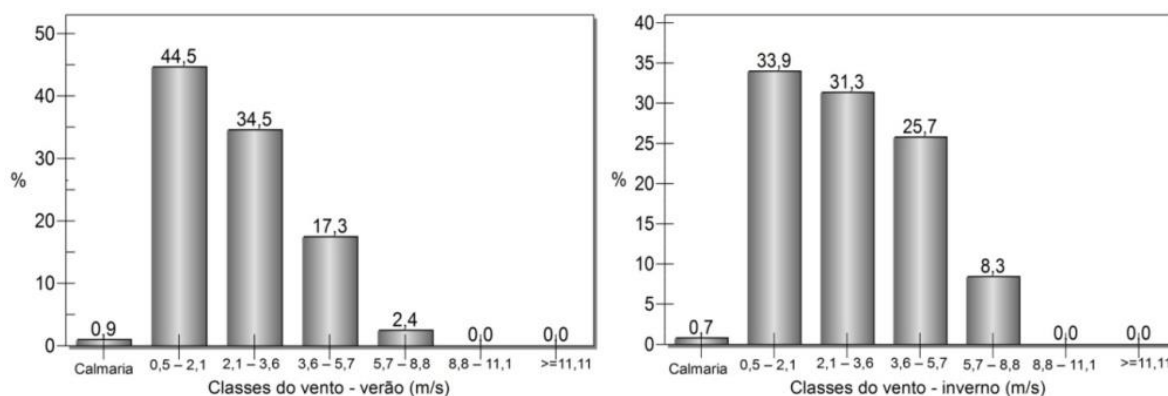


Figura 4.9 - Distribuição da frequência dos ventos no verão (esquerda) e inverno (direita).

Informações adicionais sobre altura e direção das ondas da área adjacente às praias foram obtidas em ambos os períodos de amostragem. Durante a amostragem de verão as ondas tiveram alturas que variaram entre $0,9$ e $1,0 \text{ m}$. Na amostragem de inverno as alturas variaram de $2,1$ a $2,2 \text{ m}$. A figura 4.10 mostra a rosa direcional das ondas, enquanto a figura 4.11 mostra os dados de altura, período e direção das ondas, obtidos a partir de uma boia meteoceanográfica em Cabo Frio - RJ, bem como velocidade e direção da corrente subsuperficial em cada período amostrado.

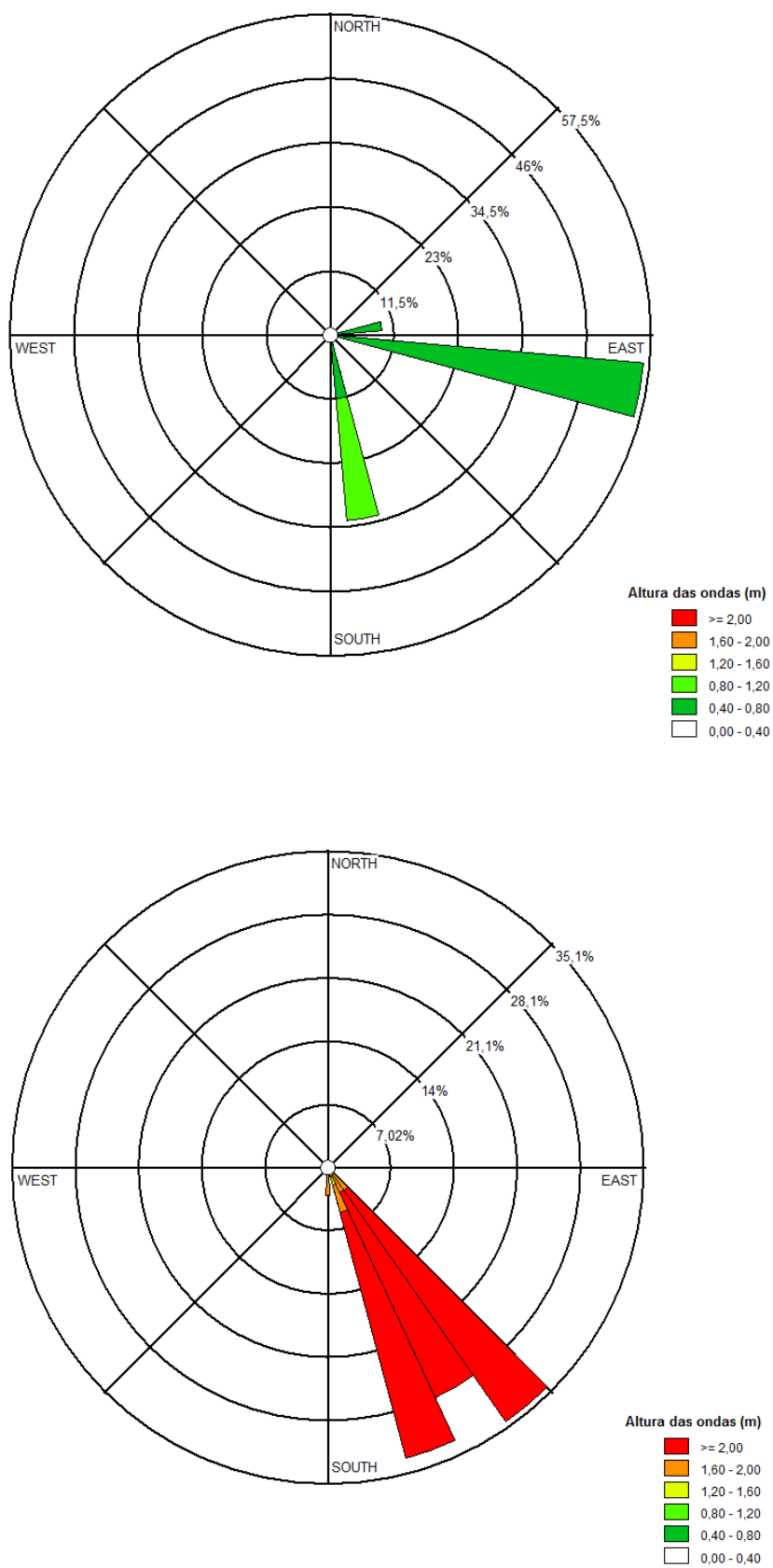


Figura 4.10 – Rosa direcional das ondas entre o verão (superior) e inverno (inferior).

4.4 - Discussão

A maior parte dos dados disponíveis sobre microplásticos em praias está relacionada à presença e a quantidade desses poluentes nas zonas entre as marés. Hidalgo-Ruz *et al.* (2012) realizaram uma revisão em mais de 40 pesquisas onde as quantidades deste poluente foram identificadas. Grande parte desses estudos focou na quantificação, principalmente na linha de maré alta. A presente pesquisa buscou analisar os processos responsáveis por esta distribuição em diferentes zonas de praias com diferentes usos. As estações S-1 e S-2 (Praia Mar do Norte e Praia Balneário), devido à relativa dificuldade de acesso por grande parte da população, foram aquelas que tiveram menor utilização para o lazer. Apesar da frequência populacional aumentar no verão, não houve mudança significativa das concentrações de microplásticos entre os diferentes períodos do ano. Essas estações apresentaram concentrações mais baixas que as demais estações da área de estudo.

As estações S-3 e S-4 (Praia do Pecado e Praia dos Cavaleiros) também não tiveram alterações significativas entre o verão e o inverno. Apesar da elevada frequência e utilização das praias para diversas práticas de lazer, as concentrações de poluentes nas areias foram bastante similares às duas estações anteriores. Por ser considerada a área mais valorizada do litoral de Macaé-RJ, em geral essas praias recebem mais atenção do poder público em relação a sua limpeza. Outro fator que também pode estar relacionado às baixas concentrações de microplásticos destas estações é a compactação da areia por seus frequentadores. Esse processo pode mascarar a presença de poluentes que ficariam soterrados. É importante salientar que a essas estações estão localizadas próximas a barra que separa a praia da Lagoa de Imboassica. O entorno desta lagoa sofreu com uma ocupação acelerada que contribuiu com o aumento do lançamento de efluentes domésticos não tratados, bem como de efluentes industriais sem controle e fiscalização eficientes (Barreto, 2009; Santos, 2014). Durante períodos de precipitação intensa os níveis de água da Lagoa de Imboassica aumentam de forma significativa, ocasionando transbordamento e inundação em diversas vias em seu entorno (Santos, 2014). Como forma de minimizar esse transtorno, muitas vezes a barra que separa a lagoa do mar é aberta artificialmente para diminuir seu nível. Essa ação, apesar de solucionar um problema, possibilita a exportação de microplásticos

eventualmente presentes na lagoa para o mar e, conseqüentemente, para as praias da região.

As estações S-5 e S-6 (Praia Campista e Praia de Imbetiba) estão localizadas ao sul e ao norte do Porto de Imbetiba, respectivamente. A estação S-5 teve concentrações próximas às concentrações das estações anteriores, em ambos os períodos do ano. A estação S-6, por sua vez, apresentou um aumento dessas concentrações no inverno. Este porto tem grande importância operacional nas atividades petrolíferas da Bacia de Campos. Suas atividades têm relevância econômica e social, não só localmente, mas em escala nacional. O porto é capaz de dar suporte a mais de 100 plataformas que atuam na perfuração, produção e completação de poços de petróleo. Com uma média mensal de 500 atracações e movimentação de mais de 230 mil toneladas de carga, o porto viabiliza grande fluxo de equipamentos, além de cabos, amarras e outros sistemas de ancoragem (Grisostolo, 2012). Apesar da proximidade com o porto e do aumento da quantidade de microplásticos da estação S-6 no inverno, as referidas estações não apresentaram elevadas concentrações de microplásticos em suas areias. Na praia do Galeão, próximo ao Porto do Rio de Janeiro (Brasil), por exemplo, Carvalho e Baptista Neto (2016) encontraram concentrações de microplásticos cerca de 230 vezes maiores do que as concentrações verificadas próximas ao Porto de Imbetiba. Outros estudos também realizados próximos a portos encontraram concentrações máximas de 3 itens.Kg⁻¹ (Singapura - Ng e Obbard, 2006), 86 itens.Kg⁻¹ (Reino Unido - Thompson *et al.*, 2004) e 390 itens.Kg⁻¹ de sedimento seco (Bélgica - Claessens *et al.*, 2011).

A estação S-7 (Praia Barra de Macaé) e S-8 (Praia Bar do Coko), localizadas imediatamente ao norte da desembocadura do rio Macaé, apresentaram aumento da quantidade de microplásticos no inverno. A concentração da estação S-8 aumentou em cerca de 400%. A elevada presença de microplásticos em praias pode alterar drasticamente as propriedades físicoquímicas das areias. Carson *et al.* (2011) analisaram sedimentos de praias no Havaí (EUA) e verificaram que a presença dos microplásticos não apenas havia aumentado a permeabilidade, como também havia diminuído a absorção de calor. O estudo apontou impacto direto sobre a biota marinha, uma vez que a temperatura da areia pode influenciar na determinação do sexo em ovos de tartaruga.

A estação S-9 (Praia São José do Barreto), que apresentou maior concentração durante as amostragens de verão, reduziu quase a metade a quantidade de microplásticos em suas areias. Foi verificada uma tendência de aumento das concentrações de microplásticos nas praias do sul em direção as praias ao norte, conforme mostram os resultados, tanto no verão quanto no inverno. Esta tendência parece acompanhar a direção das correntes longitudinais deste segmento do litoral. Machado (2010) aponta a existência de uma corrente longitudinal de sentido sudoeste-nordeste na área de estudo, especialmente ao norte da desembocadura do rio Macaé. Sabe-se que o processo morfodinâmico costeiro é reflexo dos padrões de transporte que são controlados pela interação entre topografia e hidrodinâmica (Bastos e Silva, 2000). Em relação ao transporte de sedimentos, Martin *et al.*, (1984) sugeriram que a direção fosse principalmente no sentido Sul-Norte. Os referidos estudos fundamentaram sua proposição com base na acumulação sedimentar que ocorre ao sul de um molhe construído na Barra do Furado, região mais ao norte da área de estudo. Muehe e Valentini (1998) e Bastos (1997) também apontaram que o transporte litorâneo residual é orientado para o norte em adaptação às ondas de SE, geradas pelas frentes frias ou as que chegam à região na forma de marulho, provenientes de latitudes mais elevadas do Sul. As estações S-10 (Praia do Lagomar) e S-11 (Praia de Jurubatiba) fogem desta tendência, apresentando concentrações similares as estações S-1 e S-2. Informações dos autovetores e autovalores para a análise de componentes principais realizada sobre a matriz de correlação das médias das variáveis entre verão e inverno em cada praia estão disponíveis no Anexo 14 do Material Suplementar. O primeiro componente apresentou um autovalor de 2,83 e explicou 56% da variação total dos dados, enquanto o segundo componente apresentou autovalor de 1,37 e explicou 27% da variação total dos dados. Conjuntamente os dois primeiros componentes explicaram 84% da variação total dos dados. Os Anexos 15 e 16 trazem complementam os dados estatísticos.

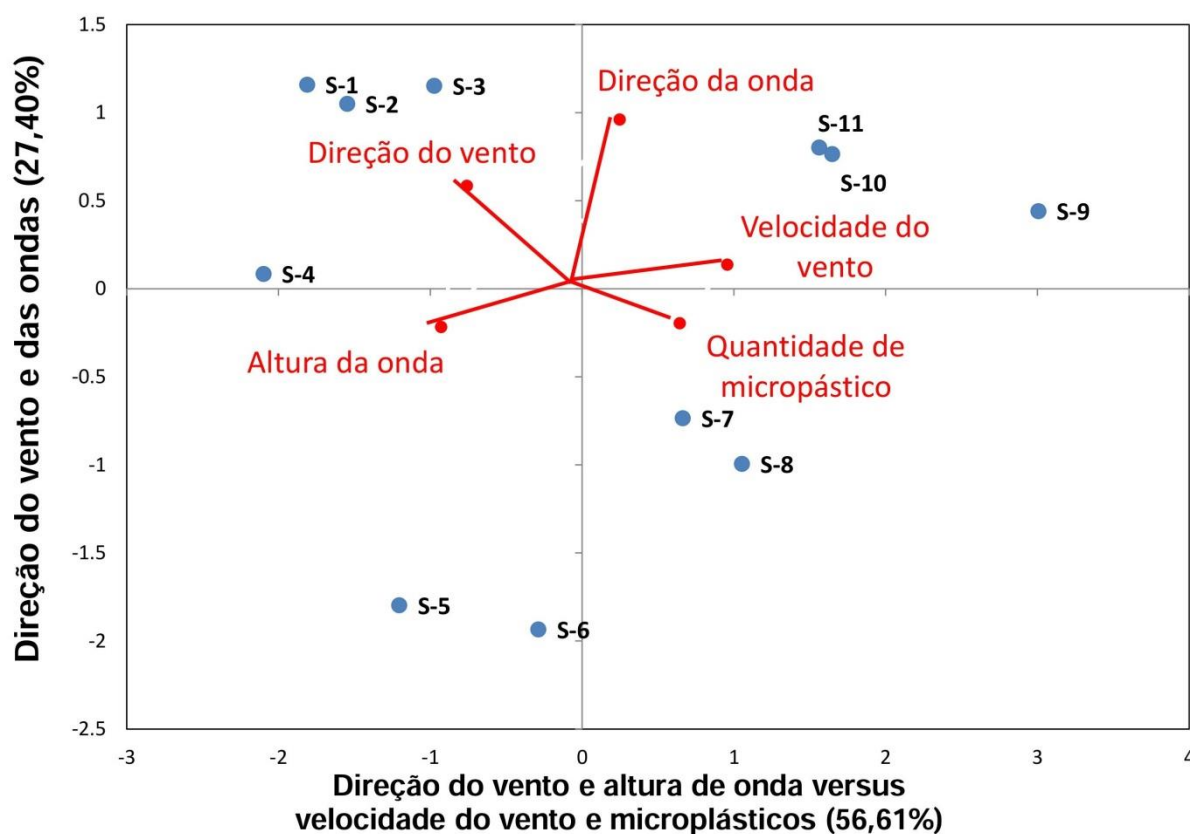


Figura 4.12 - Gráfico *biplot* obtido por meio da análise de componentes principais realizada sobre a matriz de correlação das variáveis para as praias amostradas.

A comparação das quantidades de microplásticos das estações analisadas entre o verão e o inverno, além da identificação de um padrão de distribuição, possibilitou a verificação de um deslocamento em relação às estações com maior acúmulo de poluentes entre o verão e o inverno. No verão a estação de maior concentração de poluentes foi a S-9, enquanto que no inverno a S-8 teve concentração máxima em comparação com as demais estações. Esse deslocamento ao sul pode ter sido influenciado pela mudança nas condições do vento. Durante as amostragens de verão 80% do vento teve velocidade inferior a 3,6 m.s⁻¹, enquanto que no inverno esse percentual ficou em torno de 65%. Os meses de inverno são caracterizados por ventos mais intensos, conforme verificado nos resultados. Apesar da direção Nordeste dos ventos nesse período não ter se alterado no momento das campanhas, o aumento de sua velocidade pode ter contribuído para que os microplásticos se acumulassem na estação S-8.

Os resultados também mostraram a formação um gradiente na quantidade de microplásticos, que aumentaram da ITZ em direção a HTL e SLZ. Também foi verificado um gradiente em relação aos tipos de microplásticos. Na ITZ e na HTL

predominaram fragmento e fibras. Essas formas são provavelmente provenientes de linhas de pesca e outros materiais fibrosos, como roupas, tapetes, cordas e redes de pesca (Claessens *et al.*, 2011). Os fragmentos, de ocorrência em todas as estações, podem ter origem em plásticos duros e maiores, que podem ser oriundos de fontes terrestres ou marinhas. Na SLZ predominaram os isopores. É importante destacar que os microplásticos podem ser compostos por um ou vários tipos de polímeros. Dependendo da sua composição, densidade e forma essas partículas podem boiar ou submergir. Dessa forma, os microplásticos podem ser encontrados em toda a coluna de água, com predomínio daqueles de baixa densidade, encontrados preferencialmente na superfície do mar, onde estarão mais sujeitos ao transporte pela ação dos ventos (Derraik, 2002; Fazey e Ryan, 2016; Wang *et al.*, 2017).

A influência da intensificação vento também pode ser verificada no gradiente identificado entre as zonas de praia. No inverno ocorreu um aumento dos percentuais de isopores na SLZ. Em uma praia do litoral do Espírito Santo (Brasil), Bisi Junior *et al.* (2011) observaram um padrão de aumento da abundância de microplásticos na direção inversa da observada na presente pesquisa. Além disso, os referidos autores identificaram grande influência da desembocadura de um rio na distribuição dos poluentes ao longo da praia, com tendência de diminuição das concentrações com o aumento da distância do rio. No caso do litoral de Macaé, a proximidade das praias com a desembocadura do rio não parece ser um fator determinante nas concentrações desta forma de poluição, tendo em vista que em ambos os períodos do ano não foi identificado um padrão de distribuição em função desta proximidade. Outro aspecto relevante da distribuição de microplásticos está relacionado às suas próprias características, como densidade, por exemplo. Mesmo que os ventos e as correntes sejam mecanismos importantes em seu transporte, o modo como os detritos flutuam na água também vai influenciar em sua forma de dispersão.

Além dos ventos e das correntes, as ondas também podem contribuir com a dispersão dos microplásticos no mar e sua distribuição nas praias. A maior frequência de direção de incidência das ondas da área de estudo está associada aos ventos locais oriundos do quadrante Leste e Nordeste, com ondas provenientes do quadrante Sul, Sudeste e Sudoeste em menor frequência. Apesar da maior

frequência das ondas de Leste e Nordeste, a energia dessas ondas é menor quando comparada com a energia das ondas provenientes de Sul-sudeste, Sul e Sul-sudoeste, apesar de menos frequentes (Bastos e Silva, 2000). É importante salientar que a morfologia da plataforma continental é um fator que afeta diretamente as características morfodinâmicas da costa. Essa morfologia influencia não apenas o padrão de propagação das ondas, mas influencia também seu comportamento nas praias. As variações associadas à plataforma, como morfologia, tipo de fundo e largura, condicionam a transformação das ondas que se propagam em águas rasas (Bastos e Silva, 2000). Apesar de estar localizado a aproximadamente 7 km de algumas praias da área de estudo, é importante ressaltar a influência que o arquipélago de Santana exerce sobre o comportamento das ondas que as atingem. A difração sofrida pelas ondas ao passar por esse conjunto de ilhas é responsável pela formação de um tómbolo submarino (Machado, 2010). Essa configuração da área adjacente às praias também pode ter contribuído para a distribuição dos microplásticos nas estações ao norte da desembocadura do rio Macaé.

Diferente do esperado as maiores concentrações de microplásticos não estiveram relacionadas à maior frequência da praia, proximidade do porto ou desembocadura do rio, não sendo possível relacionar diretamente essas concentrações com os usos das praias. Esses resultados sugerem que a redistribuição dos microplásticos neste segmento do litoral do Rio de Janeiro seja predominantemente influenciada por outros fatores ambientais, como correntes e ventos.

4.5 - Conclusões

Os resultados deste estudo revelaram concentrações de microplásticos relativamente baixas em comparação com outras áreas do litoral brasileiro, mas confirmaram a ocorrência generalizada desses poluentes em praias ao redor do mundo. A variação espacial e temporal revelou que a ocorrência de microplásticos não estiveram diretamente relacionada às atividades antrópicas nas praias nem nas áreas adjacentes. Praias localizadas próximas ao porto apresentaram concentrações parecidas com as praias sem atividade portuária. O mesmo foi verificado em praias com maior frequência de banhistas e aquelas de mais difícil acesso. Esse resultado

sugere que outros processos sejam os responsáveis pela redistribuição de microplásticos em praias deste segmento do litoral. Tanto no verão quanto no inverno foi verificado um gradiente de microplásticos nas diferentes zonas da praia, com predomínio de fibras e fragmentos nas partes mais baixas da praia e isopores nas partes mais elevadas. O gradiente verificado é intensificado durante o inverno. Este aumento pode estar relacionado ao aumento das velocidades do vento nesse período do ano. Este parece ser o fator ambiental com maior influência na distribuição dos microplásticos neste importante segmento do litoral brasileiro.

4.6 – Referências do capítulo

Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1596–1605.

Ballent, A., Pando, S., Purser, A., Juliano, M.F., Thomsen, L., 2013. Modelled transport of benthic marine microplastic pollution in the Nazaré Canyon. *Biogeosciences* 10, 7957–7970.

Ballent, A., Corcoran, P. L., Madden, O., Helm, P. A., Longstaffe, F. J., 2016. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin* 110, 383–395.

Barreto, G. S., 2009. Mapeamento ambiental da Bacia hidrográfica da Lagoa Imboacica: Subsídio para construção de planos de bacia. Dissertação (Mestrado). Instituto Federal Fluminense, Macaé, 2009, 140p.

Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, C.R., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Phil. Trans. R. Soc. B* 364, 1985-1998.

Bastos A.C. 1997. Análise morfodinâmica e caracterização dos processos erosivos ao longo do litoral norte fluminense, entre Cabiúnas e Atafona. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geologia e Geofísica Marinha, Universidade Federal Fluminense, 133p.

Bastos, C. A., Silva, C. G., 2000. Coastal morphodynamics of the northern Rio de Janeiro State, Brazil. *Rev. bras. oceanogr.*, 48(1):41-60.

Besley, A., Vijver, M. G., Behrens, P., Bosker, T., 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin* 114, 77–83.

Bisi Junior, R. C., Bissoli, L. B., Coutinho, M. S., Eggerth, M. K. P., Freitas, A. C. T., Gonçalves, J. G., Martins, T. R., Perassoli, F., Quaresma, V. S., Rossoni, L. M., Salviato, J. T., 2011. Avaliação quali-quantitativa e espacial de microplásticos ao longo da praia da Barrinha, Vila Velha (ES). XIV Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar – XIV COLACMAR.

Brasil. Decreto Federal de 29 de abril de 1998. Cria o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, no Estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências.

Browne, M.A., Galloway, T.S., Thompson, R.C., 2010. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environ. Sci. Technol.* 44, 3404–3409.

Carson, H.S., Colbert, S.L., Kaylor, M.J., McDermid, K.J., 2011. Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1708-1713.

Carvalho, D. G., Baptista Neto, J. A., 2016. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean & Coastal Management* 128, 10-17.

Castro, J. W. A., Fernandes, D., Dias, F. F., 2011. Monitoring Coastal Erosion in Tartarugas Beach, Rio das Ostras Town, Rio de Janeiro State / Brazil: Application of Quantitative Methodology. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* 11(3), 355-368.

Claessens, M., De Meester, S., Van Landuyt, L., De Clerck, K., Janssen, C.R., 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2199-2204.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2588-2597.

Collignon, A., Hecq, J.-H., Glagani, F., Voisin, P., Collard, F., Goffart, A., 2012. Neustonic microplastic and zooplankton in the north western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 861–864.

Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 842-852.

DHN, 2017. Dados da bóia meteoceanográfica Cabo Frio - RJ. Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil, Centro de Hidrografia da Marinha, Serviço Meteorológico Marinho, Programa Nacional de Bóias. Disponível em <https://www.mar.mil.br/dhn/chm/meteo/prev/dados/dados.htm> – acessado em 01/09/2017.

Fazey, F.M.C.; Ryan, P.G., 2016. Debris size and buoyancy influence the dispersal distance of stranded litter. *Marine Pollution Bulletin* 110, 371–377.

Filella, M., 2015. Questions of size and numbers in environmental research on microplastics: methodological and conceptual aspects. *Environ. Chem.* 12, 527-538

Grisostolo, M. R., 2012. Gestão ambiental portuária no terminal de Imbetiba: a interface com a colônia de pesca Z3 – Macaé-RJ. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia, 76p.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46, 3060–3075.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE. 2013. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 23 Jan. 2016.

INMET, 2017. Dados da Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática localizada em Macaé – RJ. Instituto Nacional de Meteorologia – Brasil. Disponível em <http://www.inmet.gov.br> – acessado em 02/10/2017.

Ivar do Sul, J.A., Spengler, A., Costa, M., 2009. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1229-1244.

Kowalski, N., Reichardt, A.M., Wanie, J.J., 2016. Sinking rates of microplastics and potential implications of their alteration by physical, biological, and chemical factors. *Marine Pollution Bulletin* 109 (2016) 310–319

Lenz, R., Enders, K., Stedmon, C.A., Mackenzie, D.M., Nielsen, T.G., 2015. A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. *Mar. Pollut. Bull.* 100 (1), 82-91.

Machado, G. M. V., 2010. The morpho-sedimentary analysis of the beach shoreface inner continental shelf system in front of the National Park of the Restinga de Jurubatiba - Rio de Janeiro. *Quaternary and Environmental Geosciences* 02(1), 01-17.

Martin, L.; Suguio, K.; Flexor, J. M.; Dominguez, M. L.; Azevedo, A. E. G. 1984. Evolução da planície costeira do rio Paraíba do Sul (RJ) durante o Quaternário: influência das flutuações do nível do mar. In: Congresso Brasileiro de Geologia, 33. Rio de Janeiro, 1984. Anais. Rio de Janeiro, SBG, 1:84-97.

Moreira, F. T., Balthazar-Silva, D., Barbosa, L., Turra, A., 2016. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. *Environmental Pollution* 218, 313-321.

Morét-Ferguson, S., Law, K.L., Proskurowski, G., Murphy, E.K., Peacock, E.E., Reddy, C.M., 2010. The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 60 (10), 1873–1878.

Muehe, D. 2004. Definição de limites e tipologias da orla sob aspectos morfodinâmico e evolutivo. In: Ministérios do Meio Ambiente e do Planejamento, Orçamento e Gestão. Projeto Orla: subsídios para um projeto de gestão, Brasília: MMA e MPO, p.13-32.

Muehe D. 2005. Aspectos gerais da erosão costeira no Brasil. *Revista de Geografia da UFC*, 7:97-110.

Muehe D., Valentini E. 1998. O litoral do estado do Rio de Janeiro: uma caracterização ambiental. *FEMAR*, Rio de Janeiro, 99p.

Ng, K.L., Obbard, J.P., 2006. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 52, 761–767.

NOAA, 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. National Oceanic and Atmospheric Administration; U.S. Department of Commerce; Technical Memorandum NOS-OR&R-48.

Parente, C. E., Nogueira, I. C. M., Martins, R. P., Ribeiro, E. O., 2014. Climatologia de Ondas. In: Martins, R. P. & Matheson, G. S. G., editores. Caracterização Ambiental Regional da Bacia de Campos, Atlântico Sudoeste: Meteorologia e Oceanografia. Rio de Janeiro: Elsevier, (Serie Habitats), 2014.

Plastic Europe, 2014. *Plastics- the Fact 2014/2015*.

PlasticsEurope, 2016. *Plastics - the Facts 2016*.

Rocha, D.T.M. & Ferreira, C.N., 2011. Exhaust gases and the eco-efficiency comparison between the most used means of transportation in Macaé, RJ. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego, Campos dos Goytacazes/RJ*, v. 5 n. 2, p. 125-134.

Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A., Moloney, C.L., 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1999–2012.

Santos, R. F. B., 2014. Avaliação da viabilidade de criação de uma unidade de conservação na bacia hidrográfica da lagoa de Imboassica – Macaé, RJ. Dissertação (Mestrado). Instituto Federal Fluminense, Macaé, 2014, 130p.

Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Han, G.M., Rani, M., Lee, J., Shim, W.J., 2015. A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Mar. Pollut. Bull.* 93, 220-209.

Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304.

Turra, A., Manzano, A.B., Dias, R.J., Mahiques, M.M., Barbosa, L., Balthazar-Silva, D., Moreira, F.T. 2014. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. *Scientific Reports* 4, n 4435, p1-6.

Veerasingam, S., Saha, M., Suneel, V., Vethamony, P., Rodrigues, A.C., Bhattacharyya, S., Naik, B.G. 2016. *Chemosphere* 159 (2016) 496-505

Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q., Cai, L., 2017. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere* 171, 248-258.

Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environ. Pollut.* 178, 483-492.

Zhang, H., 2017. Transport of microplastics in coastal seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 199, 74-86

4.7 – Material suplementar

Anexo 12

Coordenadas dos pontos de amostragem.

Estação	Zona da praia	Início da faixa		Final da faixa	
S-1	SLZ	-22 27' 05.66280"	-41 51' 19.54800"	-22 27' 03.31920"	-41 51' 18.86400"
	HTL	-22 27' 05.79960"	-41 51' 18.46440"	-22 27' 03.51000"	-41 51' 17.98920"
	ITZ	-22 27' 05.79240"	-41 51' 18.19440"	-22 27' 03.50280"	-41 51' 17.86680"
S-2	HTL	-22 27' 05.79960"	-41 51' 18.46440"	-22 27' 03.51000"	-41 51' 17.98920"
S-3	HTL	-22 27' 05.79960"	-41 51' 18.46440"	-22 27' 03.51000"	-41 51' 17.98920"
S-4	HTL	-22 24' 23.94720"	-41 47' 59.34480"	-22 24' 22.62600"	-41 47' 57.03000"
S-5	SLZ	-22 23' 36.96360"	-41 46' 46.24320"	-22 23' 35.48040"	-41 46' 43.62240"
	HTL	-22 23' 37.51440"	-41 46' 45.87240"	-22 23' 36.01680"	-41 46' 43.29120"
	ITZ	-22 23' 37.64400"	-41 46' 45.78600"	-22 23' 36.22200"	-41 46' 43.18320"
S-6	HTL	-22 23' 07.05840"	-41 46' 14.61000"	-22 23' 05.53560"	-41 46' 15.63240"
S-7	HTL	-22 21' 54.96480"	-41 46' 26.08320"	-22 21' 53.01720"	-41 46' 25.32720"
S-8	SLZ	-22 20' 52.96200"	-41 45' 25.99560"	-22 20' 51.58680"	-41 45' 23.45400"
	HTL	-22 20' 53.40840"	-41 45' 25.66800"	-22 20' 52.00800"	-41 45' 23.16240"
	ITZ	-22 20' 53.56320"	-41 45' 25.53840"	-22 20' 52.21680"	-41 45' 23.05080"
S-9	HTL	-22 20' 08.79000"	-41 44' 07.89360"	-22 20' 07.45080"	-41 44' 05.88480"
S-10	HTL	-22 19' 26.59080"	-41 43' 16.72680"	-22 19' 25.20120"	-41 43' 14.46960"
S-11	SLZ	-22 18' 01.44720"	-41 41' 24.65880"	-22 17' 59.81280"	-41 41' 22.15680"
	HTL	-22 18' 01.66320"	-41 41' 24.46440"	-22 18' 00.03960"	-41 41' 21.96960"
	ITZ	-22 18' 01.84320"	-41 41' 24.27000"	-22 18' 00.27000"	-41 41' 21.75360"

Anexo 13

Quantidade média de microplásticos por zona de praia e estação entre o verão e o inverno.

VERÃO											
Estação	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	S-6	S-7	S-8	S-9	S-10	S-11
Praia	Mar do Norte	Balneário	Pecado	Cavaleiros	Campista	Imbetiba	Barra	Bar do Cocô	São José do Barreto	Lagomar	Jurubatiba
SLZ	4,0 ± 1,6				4,8 ± 2,2			7,0 ± 4,0			5,4 ± 2,5
HTL	4,4 ± 1,5	7,0 ± 1,2	7,6 ± 1,8	6,2 ± 1,3	4,4 ± 1,1	7,8 ± 1,9	8,4 ± 1,1	5,6 ± 1,1	20,2 ± 9,9	7,2 ± 2,9	4,2 ± 1,3
ITZ	2,6 ± 1,1				3,4 ± 1,9			4,0 ± 2,1			4,2 ± 1,9

INVERNO											
Estação	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	S-6	S-7	S-8	S-9	S-10	S-11
Praia	Mar do Norte	Balneário	Pecado	Cavaleiros	Campista	Imbetiba	Barra	Bar do Cocô	São José do Barreto	Lagomar	Jurubatiba
SLZ	7,2 ± 3,1				8,4 ± 3,1			20,1 ± 6,7			8,8 ± 3,0
HTL	4,0 ± 0,7	7,2 ± 0,8	7,8 ± 1,3	4,0 ± 1,6	3,8 ± 0,8	11,0 ± 1,6	10,4 ± 1,7	23,6 ± 5,8	12,2 ± 2,3	5,0 ± 1,6	6,2 ± 1,5
ITZ	2,2 ± 1,6				3,2 ± 1,3			8,4 ± 2,4			4,0 ± 2,2

Anexo 14

Autovetores e autovalores para a análise de componentes principais realizada utilizando a matriz de correlação considerando as médias entre as estações (inverno e verão) para as variáveis calculadas em cada praia.

Autovetores		
Variáveis	Componente principal 1	Componente principal 2
Microplástico (itens/kg)	0.3825	-0.1673
Velocidade do vento (m/s)	0.5686	0.1169
Direção do vento (graus)	-0.4512	0.4998
Altura das ondas (metros)	-0.5524	-0.1848
Direção das ondas (graus)	0.1473	0.8212
Autovalores	2.8303	1.3698
Proporção	0.5661	0.2740
Proporção acumulativa	0.5661	0.8401

Anexo 15

Análise de correlação pelo método não paramétrico de Kendall para as médias das variáveis entre as estações calculadas em cada praia.

<i>Variáveis</i>	<i>Microplástico</i>	<i>Velocidade do Vento</i>	<i>Direção do Vento</i>	<i>Altura das Ondas</i>	<i>Direção das Ondas</i>
Microplástico (itens/kg)	1				
Velocidade do vento (m/s)	0.366	1			
Direção do vento (graus)	-0.278	-0.462	1		
Altura das ondas (metros)	-0.340	-0.801*	0.544*	1	
Direção das ondas (graus)	0.023	0.259	0.136	-0.361	1

*Correlação significativa ao nível de 5% de significância.

Anexo 16

Comparações para as variáveis estudadas entre as estações (verão e inverno) utilizando o teste não paramétrico para dados pareados de postos assinalados de Wilcoxon.

<i>Variáveis</i>	<i>Verão¹</i>		<i>Inverno¹</i>		<i>P-valor</i>
	<i>Mediana</i>	<i>IIQ²</i>	<i>Mediana</i>	<i>IIQ²</i>	
Microplástico (itens/kg)	7.0 a	3.4	7.2 a	7.0	0.9492
Velocidade do vento (m/s)	2.6 b	1.7	6.0 a	1.7	0.0010
Direção do vento (°)	43.0 a	284.0	41.0 a	7.0	0.1934
Altura das ondas (m)	1.0 b	0.1	2.2 a	0.1	0.0010
Direção das ondas (°)	173.0 a	4.0	146.0 b	4.0	0.0010

¹Letras diferentes nas linhas indicam diferença estatística ao nível de 5% de probabilidade; ²Intervalo Interquartis.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Principais contribuições do trabalho

A presente pesquisa constatou a presença de microplásticos e demonstrou sua distribuição ao longo de praias com diferentes condições morfodinâmicas no litoral leste do Estado do Rio de Janeiro. Os dados inéditos desta pesquisa vão subsidiar novos trabalhos nesta área. A conjugação das variáveis analisadas (proximidade com a desembocadura dos rios, a densidade demográfica da área adjacente, os diversos usos das praias, a influência das correntes, ondas e marés) e sua relação com a distribuição desses poluentes vai ser um importante ponto de partida para futuras pesquisas.

Perspectivas de trabalhos futuros

O monitoramento futuro dos microplásticos nos sedimentos das praias do leste do Estado do Rio de Janeiro é fundamental para o aprimoramento de sua dinâmica neste importante segmento do litoral brasileiro. Sugere-se que esse monitoramento seja pelo menos mensal, a fim de evidenciar detalhadamente como este poluente se comporta em diferentes condições de ondas, ventos, marés e correntes. Além da análise das areias, a verificação dos microplásticos na água e nos sedimentos de fundo dos principais rios da região pode contribuir para elucidar o comportamento dos microplásticos nessa área, visando, sobretudo a melhora nas estratégias de controle e diminuição da contaminação.