

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO RIO GRANDE DO SUL**

INGRID SCHNEIDER

**ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DE MICROPLÁSTICOS NO SEDIMENTO
ARENOSO DE PRAIAS NO LITORAL NORTE DO RIO GRANDE DO SUL**

**IMBÉ
2018**

INGRID SCHNEIDER

**ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DE MICROPLÁSTICOS NO SEDIMENTO
ARENOSO DE PRAIAS NO LITORAL NORTE DO RIO GRANDE DO SUL**

Projeto de Pesquisa apresentado como requisito parcial para a obtenção do título de bacharel em Ciências Biológicas na Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

Orientador: Daiana Maffessoni

IMBÉ
2018

Schneider, Ingrid Análise quali-quantitativa de microplásticos no sedimento arenoso de praias no Litoral Norte do Rio Grande do Sul / Ingrid Schneider. -- 2018.

45 f.

Orientadora: Daiana Maffessoni.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Curso de Ciências Biológicas: Gestão Ambiental Marinha e Costeira, Porto Alegre, BR-RS, 2018.

1. Microplásticos. 2. Pellets. 3. Fragmentos. 4. Sedimento. I. Maffessoni, Daiana, orient. II. Título.

INGRID SCHNEIDER

**ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DE MICROPLÁSTICOS NO SEDIMENTO
ARENOSO DE PRAIAS NO LITORAL NORTE DO RIO GRANDE DO SUL**

Monografia apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Gestão Ambiental Marinha e Costeira na Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

Orientador: Daiana Maffessoni

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. PhD Juliana Ivar do Sul
Universidade Federal do Rio Grande

Prof^a. Dr Kalina Manabe Brauko
Universidade Federal de Santa Catarina

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais pela educação que me deram e por todo o apoio e incentivo ao longo dessa trajetória. Essa conquista também é de vocês! À toda minha família e amigos que estiveram juntos nessa caminhada e me incentivaram a superar todas as dificuldades. Gratidão por todas as palavras de apoio!

A minha professorar orientadora pelo incentivo e confiança para o desenvolvimento deste trabalho e, principalmente, pela amizade construída ao longo da graduação. Fostes muito importante para a minha formação acadêmica!

Agradeço também as Universidades e aos professores pela troca de conhecimento e que também me ajudaram a evoluir durante essa etapa.

“Quando o ser humano entender que faz parte do mundo,
muitas transformações ocorrerão, ele não jogará mais lixo
nos lagos, rios e mares porque saberá que são estas
mesmas águas que correm em seu corpo.”

T. P. Zylberberg

RESUMO

A poluição por materiais plásticos nos oceanos, principalmente por itens de plástico inferiores a 5 mm, denominadas de microplásticos (MPs), é um problema ambiental marinho onipresente. Esférulas de plástico virgem (*pellets*) e partículas de plástico utilizadas pela indústria de cosméticos, são definidos como microplásticos primários e chegam ao ambiente marinho pela perda durante a sua cadeia produtiva e através do despejo de águas residuais. MPs secundários resultam da fragmentação de plásticos maiores, devido ao processo de degradação físico-química. Este estudo buscou avaliar quantitativamente os MPs, caracterizar quais os tipos de plástico (*pellets* e/ou fragmentos) predominam e se a sazonalidade interfere na quantidade de MPs em três praias arenosas do Litoral Norte do Rio Grande do Sul: Torres – Praia Grande, Capão da Canoa e Cidreira – Cabras. Nas 4 estações do ano, foram realizadas coletas em seis pontos em cada praia, sendo três na linha de maré e três no início dunas. O sedimento superficial foi coletado com o uso de um quadrante de 50 x 50 cm. No laboratório, as amostras foram secas em estufa a 100°C, peneiradas em peneiras granulométricas com malhas de 1 mm e 4,75 mm e, classificadas em fragmentos ou *pellets*. No total, coletaram-se 1.727 MP, sendo 886 unidades (un.) de fragmentos e 841 un. de *pellets*. A praia que apresentou maiores quantidades de MPs foi Cabras com 1.083 un. (783 un. de *pellets* e 320 un. fragmentos), seguida por Capão da Canoa com 482 un. (423 fragmentos e 59 *pellets*) e Torres com 162 un. (143 fragmentos e 19 *pellets*). Em relação às estações do ano, a presença de MPs ocorre ao longo do ano todo e é permanente nas três praias. A primavera foi a estação que teve maior acúmulo de microplásticos (687 un.), seguido pelo inverno (462 un.) e verão (410 un.), enquanto que no outono, foram encontrados apenas 168 MPs. A menor deposição de MPs no outono pode ser atribuída, a energia das ondas pouco expressiva, não ultrapassando 1,1 m e aos ventos que foram praticamente inexistentes. Enquanto que nos outros períodos, houve maior variação oceanográfica, pois as ondas foram maiores que 1,6 metros e os ventos predominantes foram de nordeste, oeste e sudoeste. A análise estatística comprovou que há diferença de deposição de MPs entre as praias e não entre os ambientes (linha de maré e dunas). Fatores como a ação dos ventos, a energia e altura das ondas, a dinâmica praial, bem como a circulação oceânica e as correntes, atuam em conjunto no aporte de MPs nas praias. Portanto, os resultados apresentados, evidenciam a problemática dos microplásticos no sedimento de praias.

Palavras-chave: Microplásticos; *pellets*; fragmentos; sedimento.

ABSTRACT

Pollution from plastic materials in the oceans, especially for plastic items under 5 mm, called microplastics (MPs), is a ubiquitous marine environmental problem. Spherules virgin plastic (*pellets*) and plastic particles used by the cosmetics industry, are defined as primary microplastic and reach the marine environment by loss during its production string and through the wastewater disposal. Secondary MPs result from the fragmentation of larger plastics due to the physico-chemical degradation process. This study sought to quantitatively evaluate the MPs, characterize the types of plastic (*pellets* and/or fragments) predominate and seasonality interfere in the number of MPs in three sandy beaches of the North Coast of Rio Grande do Sul: Torres - Praia Grande, Capão da Canoa and Cidreira - Cabras. In the 4 seasons of the year, collections were made at six points on each beach, three in the tide line and three at the beginning of the dunes. The surface sediment was collected using a quadrant 50 x 50 cm. In the laboratory, the samples were dried in an oven at 100°C, sieved in granulometric sieves with 1 mm and 4.75 mm meshes and classified in fragments or pellets. In total, 1,727 MP were collected, being 886 units (un.) of fragments and 841 units of *pellets*. The beach that presented larger amounts of MPs was Cabras with 1.083 un. (783 *pellets* and 320 fragments), followed by Capão da Canoa with 482 un. (423 fragments and 59 *pellets*) and Torres with 162 un. (143 fragments and 19 *pellets*). In relation to the seasons, the presence of MPs occurs throughout the year and is permanent in the three beaches. Spring was the season with the highest accumulation of microplastics (687 un.), followed by winter (462 un.) and summer (410 un.), while in autumn, only 168 MPs were found. The lower deposition of MPs in the fall can be attributed, the energy of the waves little expressive, not exceeding 1,1 m and the winds that were practically nonexistent. While in other periods, there was greater oceanographic variation, since the waves were larger than 1.6 meters and the prevailing winds were northeast, west and southwest. Statistical analysis showed that there is a difference in the deposition of MPs between the beaches and not between the environments (tidal line and dunes). Factors such as wind action, wave energy and height, beach dynamics, as well as ocean circulation and currents, act together in the contribution of MPs to the beaches. Therefore, the presented results, evidences the problematic of the microplastics in the sediment of beaches.

Key words: microplastics; *pellets*; fragments; sediment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das praias onde foram realizadas as coletas.	17
Figura 2 - Imagem da Praia de Capão da Canoa e dos locais de coleta.	19
Figura 3 - Imagem da Praia Grande em Torres e dos locais de coleta.	20
Figura 4 - Imagem do município de Cidreira – Cabras e locais de coleta.	20
Figura 5 - Quadrante utilizado para a coleta do sedimento.	21
Figura 6 - Tipologia de microplásticos estudados: a) Pellets e, b) fragmentos.	22
Figura 7 - Quantidade de microplásticos encontrados nos sedimentos das praias. ...	24
Figura 8 - Número de microplásticos encontrados na linha de maré e nas dunas. ...	24
Figura 9 - Distribuição dos microplásticos na linha de maré e nas dunas para cada uma das praias amostradas.	25
Figura 10 - Quantidade de microplásticos encontrados nos sedimentos das praias estudadas de acordo com a estação do ano.	29
Figura 11 - Microplásticos encontrados nas dunas e linha de maré em cada praia, conforme as estações do ano.	31

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
1.1 OBJETIVOS	11
1.1.1 Objetivo Geral	11
1.1.2 Objetivos Específicos	11
2. REFERENCIAL TEÓRICO	12
2.1 OCUPAÇÃO DA ZONA COSTEIRA E A GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	12
2.2 LIXO MARINHO	12
2.3 MICROPLÁSTICOS E SEUS IMPACTOS.....	14
2.4 MICROPLÁSTICOS NO SEDIMENTO DE PRAIAS.....	15
3. MATERIAL E MÉTODOS	17
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	17
3.1.1 Capão da Canoa	18
3.1.2 Praia Grande – Torres.....	19
3.1.3 Cidreira – Cabras	20
3.2 COLETA DAS AMOSTRAS.....	21
3.3 CLASSIFICAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS	21
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	23
4.1 AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA	23
4.2 INFLUÊNCIA DA SAZONALIDADE	27
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	34
REFERÊNCIAS	36

1 INTRODUÇÃO

A produção de materiais dos mais variados tipos atrelado aos modelos de desenvolvimento socioeconômico levaram a um aumento na geração de resíduos sólidos (GALGANI, 2017). Parte dos resíduos gerados e que não tiveram seu destino adequado, podem entrar no ambiente marinho. Comumente conhecido como “lixo marinho”, engloba-se nessa definição itens compostos por plástico, madeira, metais, vidro, borracha, vestuário e papel (COE E ROGERS, 1997; GALGANI *et al.*, 2010; UNEP, 2011; MMA, 2013).

Os resíduos sólidos que chegam aos oceanos, são decorrentes de práticas inadequadas de gestão de resíduos e pelo seu descarte incorreto em terra e/ou no mar, seja ele de forma intencional ou não. Sua origem pode resultar de fontes terrestres como escoamento de rios, águas pluviais, transporte pelo vento e resíduos deixados nas praias; e também podem ser oriundos de atividades marítimas, pela perda de insumos por profissionais e pescadores, despejo por embarcações comerciais, de cruzeiros ou privados (GALGANI, 2010).

A poluição dos oceanos por materiais plásticos constituem a maior parte do lixo marinho (GALGANI, 2015). Estima-se que 10 a 20 milhões de toneladas de plásticos chegam ao ambiente marinho a cada ano, tendo um custo de capital natural, de US\$ 13 bilhões por ano aos ecossistemas marinhos (UNEP, 2014). Lebreton (2017) estimou que entre 1,15-2,41 milhões de toneladas desse material entram nos oceanos todos os anos através dos rios, e os 20 principais rios poluidores estão localizados na Ásia, representando 67% do total global.

Para Moore (2003), a “Era do Plástico” trouxe diversas consequências, devido a sua capacidade de se espalhar em inúmeros tamanhos, formas e cores nos oceanos. A poluição marinha por partículas de plástico inferiores a 5 mm, denominadas de microplásticos (THOMPSON, 2004), é reconhecida como um problema ambiental marinho onipresente. Vários estudos já relataram a presença de microplásticos em diferentes ambientes: sedimento de praias arenosas (HENGSTMANN *et al.*, 2018) e de águas profundas (VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2013), giros oceânicos subtropicais (BRACH *et al.*, 2018), e pesquisas recentes também documentaram na antártica (WALLER *et al.*, 2017).

Neste contexto, estudos sobre os microplásticos tem ganho espaço no meio acadêmico. No Brasil, as pesquisas embora recentes (por exemplo IVAR DO SUL,

2009; MANZANO, 2009; COSTA *et al.*, 2010), já demonstram que a poluição por plásticos e microplásticos no ambiente marinho e costeiro é onipresente. Os estudos no Rio Grande do Sul se concentram no litoral sul, sendo a FURG pioneira nesta temática no estado (ZARZUR, 1995; ALENCAR, 2017). O litoral norte do RS tem apenas uma pesquisa acadêmica sobre resíduos sólidos e esférulas plásticas coletadas no sedimento arenoso de praias, realizada em 1997 por Pianowski (1997).

Para tanto, o tema desta pesquisa, a presença de microplásticos no sedimento arenoso de praias, justifica-se pela importância dos estudos referentes ao lixo marinho, sendo os materiais plásticos os mais abundantes e que causam impactos à biodiversidade. Devido também a relevância do tema em escala global, a carência de estudos no âmbito do Litoral Norte, bem como, o interesse da pesquisadora sobre o assunto, que é bolsista do Projeto Lixo Marinho – Uergs.

A hipótese inicial é que os microplásticos podem ser encontrados nos sedimentos arenosos devido ao grande número de resíduos que entram no ambiente marinho todos os anos. Além disso, os fragmentos de plásticos, quando expostos a diferentes processos de degradação, fragmentam-se em microplásticos, e provavelmente o inverno terá maior quantidade de microplásticos, pois há maior aporte de sedimento na faixa de praia.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Analisar a presença de microplásticos no sedimento arenoso em três praias do Litoral Norte do Rio Grande do Sul: Torres, Capão da Canoa e Tramandaí - Cabras.

1.1.2 Objetivos Específicos

- a) Avaliar quantitativamente os microplásticos nas áreas de estudo;
- b) Caracterizar quais os tipos de microplásticos (*pellets* e/ou fragmentos) predominam nas praias arenosas estudadas;
- c) Avaliar se a sazonalidade interfere na quantidade de microplásticos nas praias.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 OCUPAÇÃO DA ZONA COSTEIRA E A GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A Zona Costeira (ZC) e o ambiente marinho são áreas extremamente vulneráveis, e há décadas vem sofrendo impactos ambientais, decorrentes da exploração de seus recursos naturais e o uso e ocupação do solo nas mais diversas atividades do homem (GRUBER, 2003).

Atualmente, cerca de metade da população mundial vive a menos de 60 Km da costa, sendo que aproximadamente $\frac{3}{4}$ das grandes cidades estão localizadas no litoral e só na Europa, a densidade populacional média na zona costeira, é de 100 hab./Km² (BAZTAN *et al.*, 2015). No Brasil, a Zona Costeira, se estende, em sua porção terrestre, por mais de 8.500 Km, e abrange 17 Estados e mais de 400 municípios, desde o norte ao sul do país. Conforme dados do IBGE (2011), cerca de 50,7 milhões de pessoas vivem em áreas próximas ao litoral, representando 26,6% da população que mora em municípios da ZC.

Um dos problemas da urbanização é a geração de resíduos sólidos. A quantidade de resíduos sólidos gerados em um país está relacionada ao crescimento da economia, o nível de urbanização e à evolução da população, que permite adquirir e consumir novos produtos (JUCÁ *et al.*, 2014), levando ao aumento da produção dos mais variados tipos de materiais (PEREIRA, 2014; GALGANI, 2017). Somente no Brasil, a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) em 2016 foi de quase 78,3 milhões de toneladas. Deste montante, 7 milhões de toneladas não foram coletados e, conseqüentemente, tiveram destino impróprio. A disposição inadequada para cerca de 3 mil lixões ou aterros controlados continua ocorrendo em 3.331 municípios, o que corresponde a 29,7 milhões de toneladas de resíduos dispostos em locais que não possuem sistemas de tratamento e medidas de proteção (ABRELPE, 2016).

2.2 LIXO MARINHO

O uso desenfreado de resíduos sólidos vem provocando efeitos nocivos ao meio ambiente em escala global e que impactam diretamente os organismos e habitats costeiros e marinhos, à saúde humana e a economia. Conhecido como lixo marinho, os primeiros relatos sobre os seus efeitos a biota marinha, datam da década

de 1960 e início de 1970 (HOLGERSEN, 1961; CALDWELL *et al.*, 1965; BRONGERSMA, 1968; CARPENTER *et al.*, 1972). Conforme Laist (1997), ainda nos anos 70 e início dos anos 80, essa temática começou a ser melhor discutida, sendo reconhecido como uma das principais fontes de poluição no Workshop Internacional de 1984 sobre o Destino e o Impacto dos Detritos Marinhos. Através desses dados, destacou-se dois tipos de interações biológicas: pelo emaranhamento e a ingestão de resíduos, que entram de forma acidental ou intencional no trato digestivo dos animais. Laist (1997), estimou que 247 espécies marinhas eram impactadas pelo lixo marinho e, em 2015, Gall & Thompson (2015), ao revisarem 340 publicações sobre a interação dos resíduos com organismos marinhos, relataram que 693 espécies estão sendo afetadas, dos quais 76,5% de todos os trabalhos, listaram o plástico entre os tipos de materiais encontrados pelos organismos.

A maioria dos resíduos que estão nos oceanos não são biodegradáveis, como é o caso dos polímeros sintéticos, conhecidos como plástico, originário do grego “plastikos” que significa “capaz de ser moldado”. Os polímeros estão no mercado há mais de 100 anos, tendo aplicabilidade em todos os setores industriais e atividades do ser humano. Materiais como o aço, a madeira e o vidro, deram lugar ao plástico devido ao seu baixo custo de produção e peso, além de sua durabilidade, flexibilidade e praticidade (ABIPLAST, 2017).

Ao longo das décadas, principalmente após a II Guerra Mundial, inúmeros produtos compostos por plástico foram criados e estão presentes em diferentes segmentos, como a construção civil, indústrias de embalagens de alimento e automóveis/autopartes. Somente no Brasil, em 2014, produziu-se 5,8 milhões de toneladas de plástico (ABIPLAST, 2016) e a produção mundial subiu de 1,5 milhões de toneladas em 1950, para aproximadamente 335 milhões de toneladas em 2016, sendo a Ásia responsável atualmente, por 50% da produção de materiais plásticos, seguida pela Europa (19%) e pelo NAFTA, com 18% (PLASTIC EUROPE, 2017). Geyer *et al.* (2017) analisaram a quantidade de plástico já produzida através de dados sobre a produção, uso e o gerenciamento final de resinas poliméricas, fibras sintéticas e aditivos e, estimaram que 8.300 milhões de toneladas de plástico virgem foram fabricados. Ainda, de acordo com os autores, a partir de 2015, gerou-se 6.300 milhões de toneladas de resíduos plásticos e, deste total, somente 9% foi reciclado, 12% incinerado e 79% despejado em aterros sanitários ou no meio ambiente.

Os polímeros mais utilizados e conseqüentemente mais descartados pelo ser humano, são o Polietileno (PE) – baixa e alta densidade, Polipropileno (PP), Poliestireno (PS), Tereftalato de Polietileno (PET) e Policloreto de Vinila (PVC), sendo chamados de commodities devido a produção em grande escala e as suas diferentes aplicações (ANDRADY, 2011; IVAR DO SUL, 2014; ABIPLAST, 2016).

2.3 MICROPLÁSTICOS E SEUS IMPACTOS

Os microplásticos podem ser classificados como primários ou secundários, dependendo de sua fonte de origem (BARNES *et al.*, 2009; AVIO *et al.*, 2016). Esférulas de produção de plástico virgem, conhecidos como “*pellets*” e partículas de plástico usadas em produtos de higiene pessoal (pasta de dente, géis de banho e esfoliantes) (COLE *et al.*, 2011; WALLER *et al.*, 2017), são definidos como microplásticos primários e chegam ao ambiente marinho por derramamentos acidentais durante o seu transporte e através de descargas de águas residuais (ZIAJAHROMI *et al.*, 2017; ANDRADY, 2017). Microplásticos secundários resultam da fragmentação de plástico maiores, devido aos processos de biodegradação (ação de organismos), fotodegradação (induzida pela luz) e degradação térmica, por exemplo (COLE *et al.*, 2011), que fragilizam a estrutura molecular, levando a fragmentação em pedaços cada vez menores, podendo atingir até o nível molecular, estágio esse, em que o polímero já perdeu suas propriedades físicas e químicas iniciais (MOORE, 2008; ANDRADY, 2011; IVAR DO SUL, 2014).

Essas partículas inferiores a 5 mm, além de estarem onipresente no ambiente marinho, representam um problema ambiental pois tem sido relatados para uma ampla diversidade de organismos marinhos, desde tartarugas (CAMEDDA *et al.*, 2014; NICOLAU *et al.*, 2016; PHAM *et al.*, 2017), aves (VAN FRANEKER *et al.*, 2011; ENGLISH *et al.*, 2015; RYAN, 2015; WILCOX *et al.*, 2015), mamíferos marinhos, como os cetáceos (LUSHER *et al.*, 2015a), peixes (ORY *et al.*, 2017), incluindo espécies pequenas como zooplâncton (COLE *et al.*, 2013), podendo causar efeitos fisiológicos e comportamentais deletérios. Também são conhecidos pela dispersão de organismos marinhos, que podem ameaçar a biodiversidade (MOORE, 2008), ou criar um novo habitat para microrganismos e invertebrados (por exemplo, REISSER *et al.*, 2014). Além disso, os microplásticos podem adsorver produtos químicos tóxicos

presentes na água do mar, como poluentes orgânicos persistentes (POPs) – Bifenil-policlorado (PCBs) e Dicloro-difenil-tricloroetano (DDTs) (LOZOYA, 2016) e quando ingeridos pelos organismos, essas toxinas podem ser liberadas no trato gastrointestinal dos animais e transportadas a diferentes níveis da cadeia trófica (FRIAS *et al.*, 2010). Cooper (2012), afirma que os PCBs além de serem adsorvidos por estarem em grandes concentrações na água do mar, também estão presentes no plástico, pois o Bifenil-policlorado é utilizado como aditivo plastificante durante o seu processo de fabricação, assim como diversos outros produtos químicos adicionados como estabilizadores, plastificantes ou retardadores de chama (ANDRADY, 2017). Dessa forma, os pellets podem ser tanto um meio de transporte, quanto vetores de substâncias químicas nocivas para o ambiente marinho.

2.4 MICROPLÁSTICOS NO SEDIMENTO DE PRAIAS

Em regiões costeiras, os movimentos da água causados pelo vento, ondas e marés transportam partículas de sedimento de acordo com seu tamanho, forma e densidade, e esses fatores, segundo Browne (2010), ao analisar alguns estudos (DEBROT *et al.*, 1999; CARLOS ASTUDILLO *et al.*, 2009; THORNTON E JACKSON, 1998; LATINI *et al.*, 2009; THIEL *et al.*, 2003), também influenciam nos padrões de acumulação do plástico, conforme a densidade do material. Ressalta-se ainda que o transporte de partículas de areia ou plástico, com propriedades como tamanho, forma e densidade, determinarão a velocidade de água necessária para transportá-los. O tamanho e a densidade dos materiais plásticos, atuam diretamente na flutuabilidade, sua posição na coluna d'água e a interação com a biota (BROWNE, 2010; WRIGHT *et al.*, 2013; ANDRADY, 2017). Polímeros como o PVC, tendem a afundar, devido a sua alta densidade, acumulando-se em sedimentos bentônicos, enquanto que os de menor densidade (PE e PP), flutuam na coluna de água, podendo viajar a longas distâncias, longe de sua fonte de origem. A colonização de organismos e a incrustação biológica na superfície do plástico, podem aumentar o seu peso, e conseqüentemente, o material irá afundar no sedimento do fundo. Alterações na sua densidade, ocasionados pela degradação e fragmentação também são fatores que modificam a distribuição do plástico na coluna de água (AVIO *et al.*, 2016). A degradação do

material irá variar de acordo com a tipologia do polímero, e seu tempo de permanência no ambiente é indeterminado.

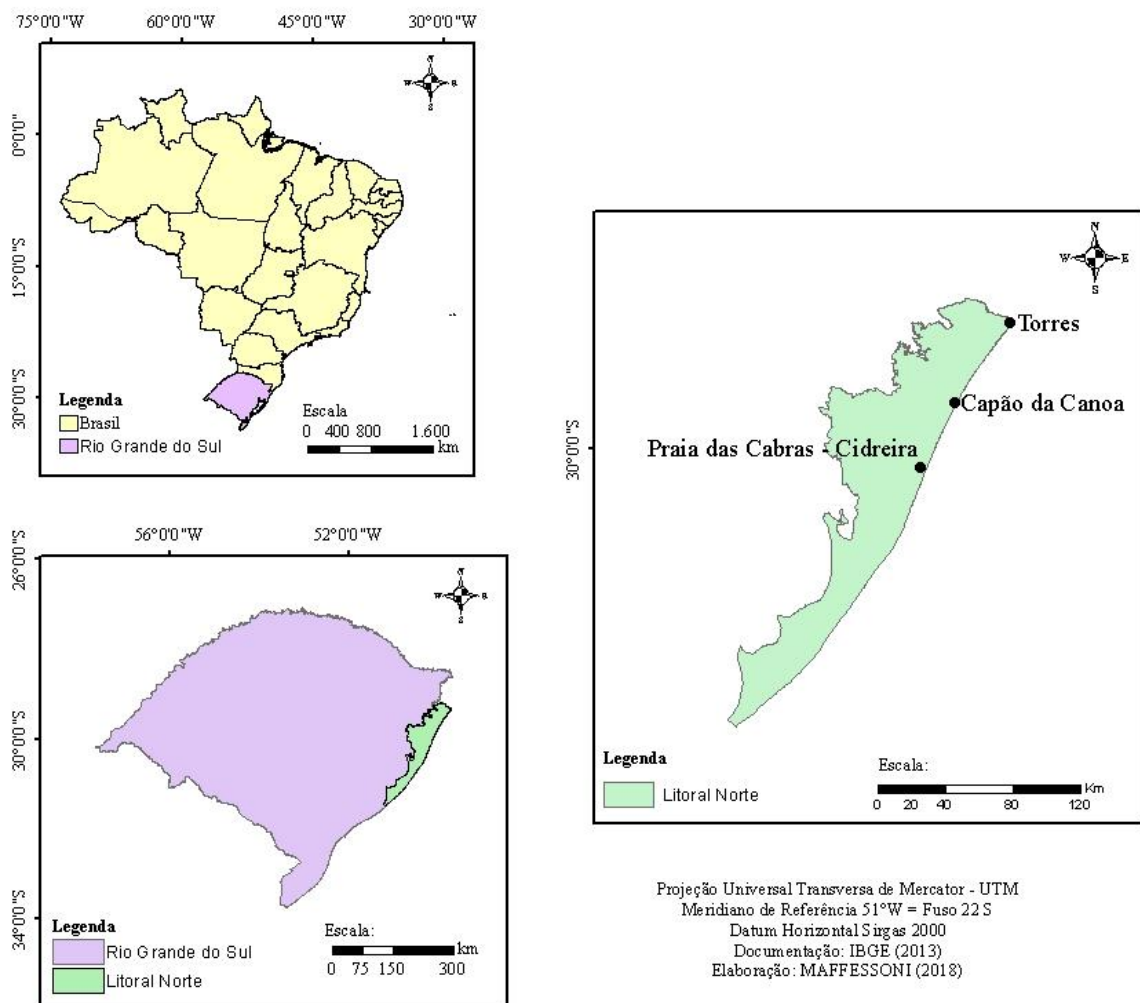
O sedimento de praias e de águas profundas, são importantes sumidouros de microplásticos a longo prazo (CÓZAR *et al.*, 2014), tendendo a acumulá-los no ambiente (NUELLE *et al.*, 2014). Falcão e Souza (2014) através de observações feitas em campo em praias do litoral paulista, constataram que o transporte hidrodinâmico e eólico está diretamente associado a concentrações frequentes de *pellets* no sedimento de praias e a distribuição espacial é influenciada pela morfodinâmica praial e pelas marés meteorológicas (ressacas). Além disso, as zonas de maior concentração estão associadas à proximidade de possíveis fontes emissoras, como zonas portuárias, local esse em que os grânulos plásticos são transportados. Para Almeida (2018), a deriva litorânea, a dispersão e acúmulo de *pellets* podem ser ferramentas para uma avaliação de sua ocorrência nas praias. Já para Barnes *et al.* (2009) a distribuição de materiais plásticos no mar é irregular e podem variar dependendo das condições locais como ventos e correntes, a geografia costeira e os pontos de entrada no ambiente marinho, como áreas urbanas e rotas comerciais.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

As áreas de estudo são praias de sedimento arenoso, localizadas na planície costeira do Rio Grande Sul, no litoral norte do estado, sendo elas: Capão da Canoa, Torres – Praia Grande e Cidreira – Cabras (Figura 1). A escolha dessas praias para coleta se deve ao fato de a praia das Cabras, no município de Cidreira, ser uma praia pouco antropizada fazendo um contraponto com as praias de Capão e Torres, que são as praias mais urbanizadas do litoral norte gaúcho.

Figura 1 - Localização dos praias onde foram realizadas as coletas.



Fonte: Autora (2018).

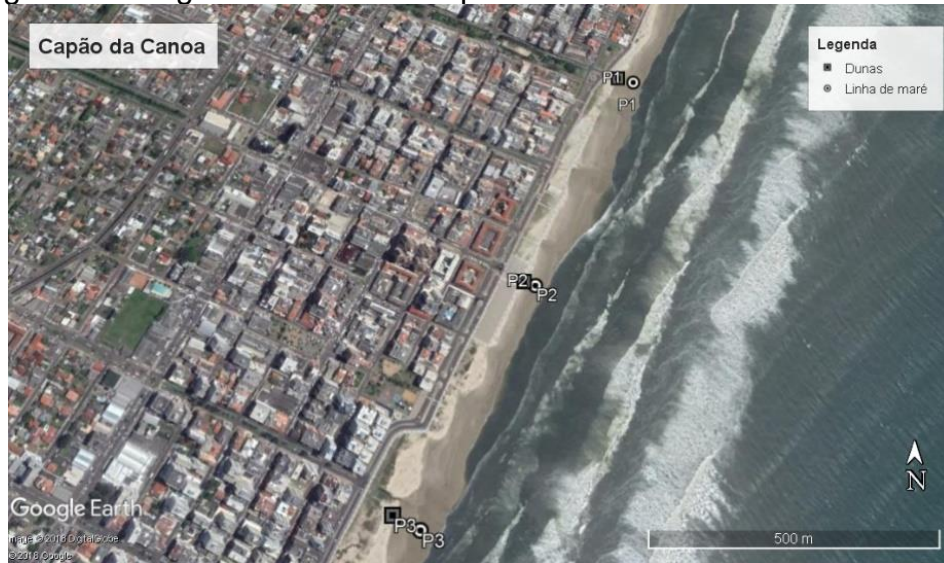
A Planície Costeira do Rio Grande do Sul, em seus 620 Km de costa arenosa, é delimitado ao sul, pela desembocadura do Arroio Chuí e ao norte pela desembocadura do rio Mampituba, em Torres. Caracteriza-se como uma linha de costa aberta, retilínea e sem reentrâncias, com orientação NE-SW (TOMAZELLI & VILLWOCK, 1992) e com exceção de Torres, que suas “formações rochosas são constituídas de arenitos, basaltos e sequências vulcano-clásticas, que lhe conferem um pequeno grau de proteção à dinâmica costeira” (CALLIARI *et al.*, 2006), as demais praias estão totalmente expostas à energia do ambiente oceânico. A morfologia da plataforma continental, o regime de micromarés e a altura das ondas em torno de 1,5 m, torna a planície costeira uma barreira dominada por ondas.

No litoral norte do estado o sedimento arenoso é de granulometria fina e as praias se comportam, na maior parte do tempo, como dissipativas e intermediárias, de acordo com a classificação praial de Wright e Short (1984). As praias de Torres, caracterizam-se como praias do tipo intermediário, de mobilidade moderada a alta, devido a grandes variações verticais e, por predominar estágios intermediários, as tornam praias suscetíveis à erosão. Enquanto que Capão da Canoa encontra-se no estágio morfodinâmico dissipativo e intermediário, com mobilidade moderada a alta e Cabras apresenta-se como intermediária e de baixa mobilidade (CALLIARI *et al.*, 2006; REICHOW, 2018). A deriva litorânea de sedimentos predomina em dois sentidos, SW-NE e NE-SW, mas com domínio para NE e, “apesar dos ventos predominantes serem de NE, as ondulações de SE são mais efetivas” (FIGUEIREDO & CALLIARI, 2006).

3.1.1 Capão da Canoa

O município de Capão da Canoa (Figura 2) está localizado no litoral norte do Rio Grande do Sul. Atualmente possui 11 balneários e sua extensão é de aproximadamente 19,1 Km, divididos em 4 distritos: Capão da Canoa, Capão Novo, Arroio Teixeira e Curumim.

Figura 2 - Imagem da Praia de Capão da Canoa e dos locais de coleta.



Fonte: Autora (2018).

Sua população de acordo com a estimativa realizada por Zuanazzi & Bartels (2016), é de 47.538 pessoas. É uma cidade marcada pelo crescimento populacional no verão, e estima-se que chegue a 106.399 habitantes nesta época, o que representa um crescimento de 123,8%.

3.1.2 Praia Grande – Torres

Localizada no extremo norte do litoral gaúcho, a Praia Grande (Figura 3) pertence ao município de Torres e possui 1,7 Km de extensão. Conforme a estimativa realizada por Zuanazzi & Bartels (2016) em 2017, a população era de 37.702, sendo que na temporada de verão recebe um grande público, chegando a mais de 60 mil pessoas, o que representa um incremento de 72,9%.

A Praia Grande é de extrema importância ecológica, devido a sua proximidade com o Refúgio de Vida Silvestre da Ilha dos Lobos (REVIS), podendo futuramente ser categorizada como zona de amortecimento desse refúgio (MULLER *et. al*, 2017).

Figura 3 - Imagem da Praia Grande em Torres e dos locais de coleta.

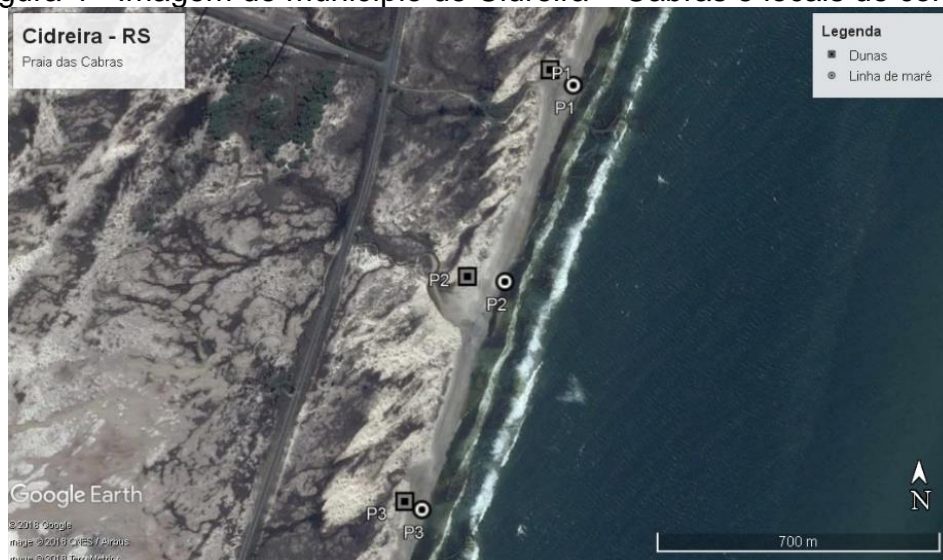


Fonte: Autora (2018).

3.1.3 Cidreira – Cabras

A Praia das Cabras (Figura 4) pertence ao município de Cidreira e possui uma extensão de aproximadamente 10 Km. Neste local, não há ocupação antrópica, somente usos relacionados ao turismo e pesca. Além disso é uma importante área para preservação, pois adjacente à praia, encontra-se um dos últimos campos de dunas ativo e conservado do litoral, sendo considerada como umas das áreas prioritárias para a Biodiversidade de acordo com o Ministério do Meio Ambiente (2016).

Figura 4 - Imagem do município de Cidreira – Cabras e locais de coleta.



Fonte: Autora (2018).

3.2 COLETA DAS AMOSTRAS

As coletas nas praias de Torres, Capão da Canoa e Cidreira foram realizadas nas quatro estações do ano de 2018: verão, outono, inverno e primavera. Em cada praia, estabeleceram-se 6 pontos de coleta, sendo 3 pontos na zona de estirâncio (linha de maré) e 3 na região inicial das dunas.

A metodologia utilizada para o presente estudo, é adaptada da pesquisa realizada por Ivar do Sul (2014). Em cada ponto de coleta, com o uso de um quadrante (Figura 5), de 50 x 50 cm, foram retirados os dois primeiros centímetros de areia com o auxílio de uma pá. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e identificadas conforme a praia e o local de coleta.

Figura 5 - Quadrante utilizado para a coleta do sedimento.



Fonte: Autora (2018).

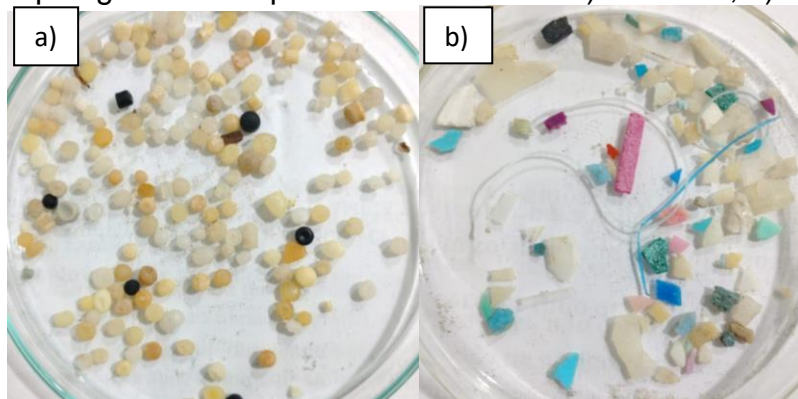
No laboratório, cada amostra foi seca em estufa (SL – 100) a 100 °C e após a secagem, peneiradas com peneira de malha igual a 1 mm. Posteriormente, com uma peneira com malha de 4,75 mm separou-se os microplásticos dos macroplásticos, assim como dos demais resíduos e matéria orgânica.

3.3 CLASSIFICAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS

A classificação dos microplásticos foi feita por separação em dois tipos de plásticos: fragmentos de plástico e *pellets*, conforme Ivar do Sul (2014). Todas as amostras foram devidamente identificadas e em seguida observadas à lupa binocular.

Os fragmentos de plástico (Figura 6a) resultam da exposição dos materiais plásticos ao ambiente, em que sofrem sucessivos processos físicos e químicos de degradação como o pisoteio, soterramento, fotodegradação e ação da chuva, por exemplo (ANDRADY, 2011); e os *pellets* (Figura 6b) são esférulas de plástico, já fabricadas com dimensões inferiores a 5 mm e utilizados para a produção de materiais poliméricos (CASTRO *et al.*, 2018).

Figura 6 - Tipologia de microplásticos estudados: a) *Pellets* e, b) fragmentos.



Fonte: Autora (2018).

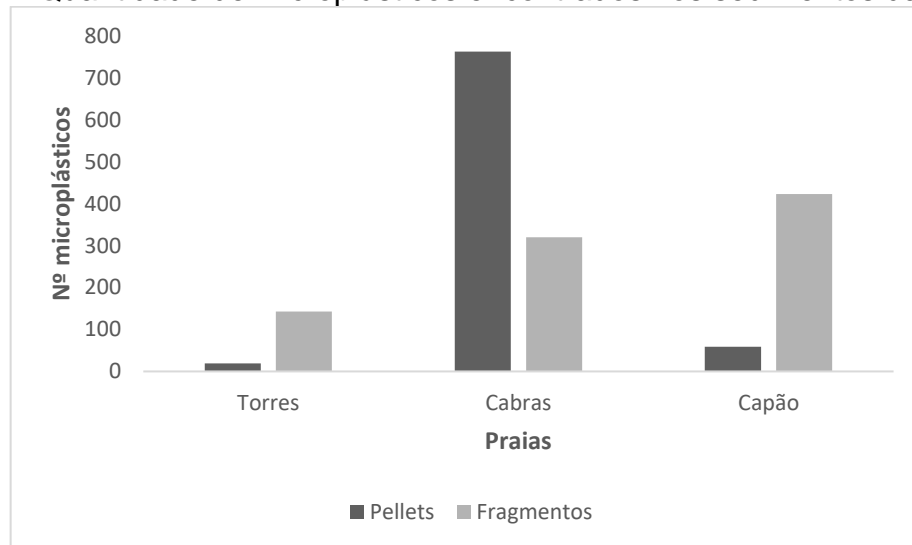
Após a classificação dos microplásticos, em *pellets* e fragmentos, na linha de maré e na faixa de dunas, para as estações do ano, nas 3 praias amostradas, foi realizada a análise estatística no *software R*, onde procedeu-se com teste de ANOVA (análise de variância) dois fatores (praia e ambiente - linha de maré e dunas) para a verificação de diferenças na presença de *pellets*, fragmentos e totais. Caso houvesse diferença entre os níveis, realizou-se teste *Poshoc*, *Student-Newman-Keuls* (SNK), para identificação das diferenças. Foi considerado nível de significância de 5%.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA

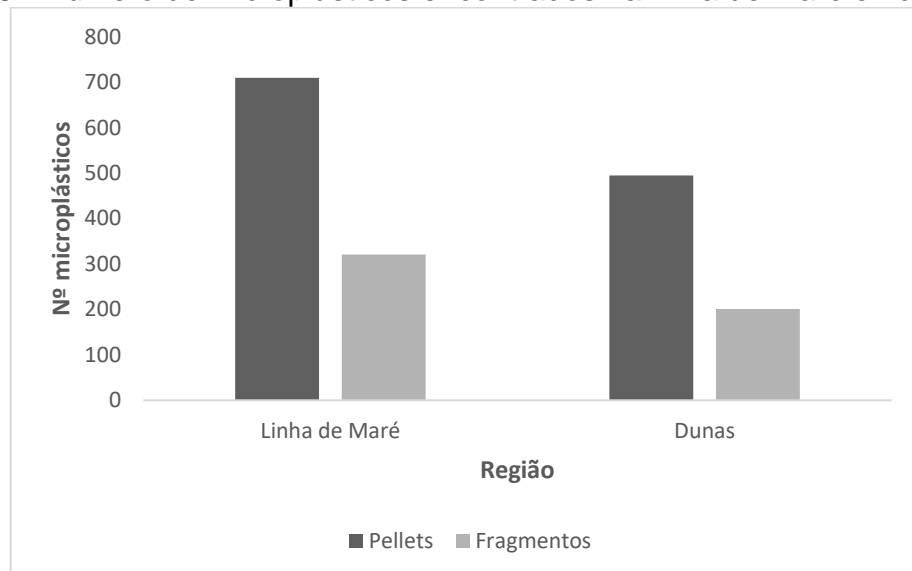
Com o objetivo principal de constatar a presença ou ausência de microplásticos (MP) no sedimento arenoso em praias do litoral norte do Rio Grande do Sul, foram coletados 1.727 microplásticos, sendo 886 unidades (un.) de fragmentos e 841 un. de *pellets*. A praia que apresentou maiores quantidades de MPs foi Cabras com 1.083 un., seguida por Capão da Canoa com 482 un. e Torres com 162 un. (Figura 7). Quanto a presença na linha de maré e nas dunas, os MPs foram encontrados em maior quantidade na LM (1.031 un.– 710 *pellets* e 321 fragmentos), do que na região das dunas, 696 un. (495 *pellets* e 201 fragmentos) – Figura 8. Isso porque, para Cabras, em ambas as regiões, os *pellets* foram mais expressivos, totalizando 763 un. (479 un. na LM e 366 un. nas dunas). Enquanto os fragmentos para essa mesma praia, obteve-se 320 un. (238 na linha de maré e 82 nas dunas). Contudo, o número de fragmentos foi maior que o de *pellets* nas outras duas praias. Para Torres, foram encontrados 143 fragmentos (88 un. na região das dunas e 55 un. na LM) e 19 *pellets* (7 un. nas dunas e 12 un. na LM). E em Capão da Canoa coletaram-se 423 fragmentos (204 un. nas dunas e 219 un. na LM) e apenas 59 *pellets* (31 un. nas dunas e 28 un. na LM).

Figura 7 - Quantidade de microplásticos encontrados nos sedimentos das praias.



Fonte: Autora (2018).

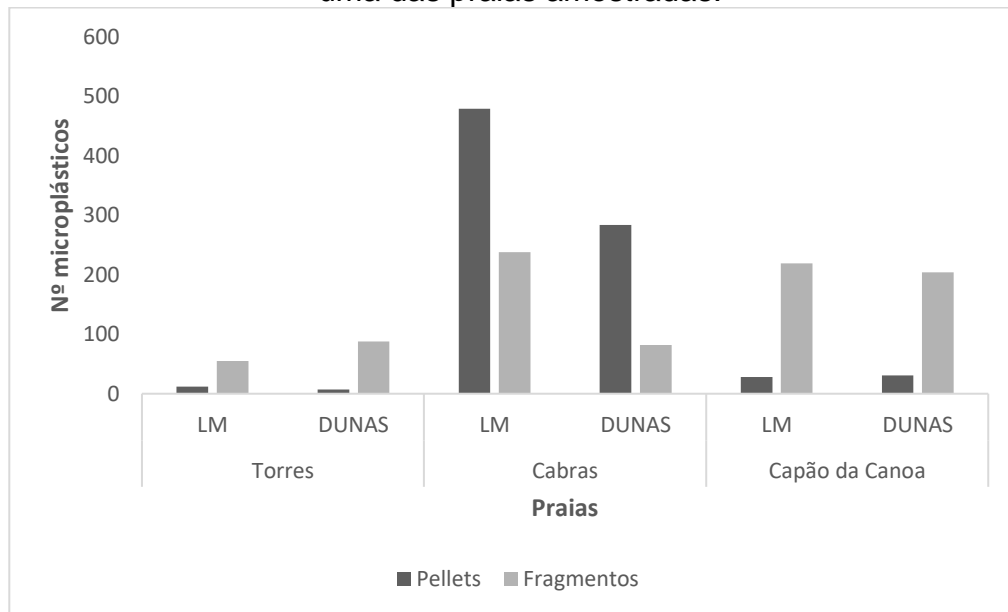
Figura 8 - Número de microplásticos encontrados na linha de maré e nas dunas.



Fonte: Autora (2018).

Além disso, analisando cada praia (Figura 9), para Torres e Capão da Canoa, não houve muita diferença nos pontos da LM e das dunas. Para Torres encontrou-se nas dunas 95 un. (88 fragmentos e 7 pellets) e na LM 67 un. (55 fragmentos e 12 pellets) e em Capão da Canoa 247 un. (219 fragmentos e 28 pellets) na LM e 235 un. (204 fragmentos e 31 pellets) nas dunas. Já para Cabras, houve maior quantidade na linha de maré do que nas dunas: Cabras - 717 un. (479 pellets e 238 fragmentos) na LM e 366 unidades (284 pellets e 82 fragmentos) nas dunas.

Figura 9 - Distribuição dos microplásticos na linha de maré e nas dunas para cada uma das praias amostradas.



Fonte: Autora (2018).

Estes resultados, corroboram com diversos estudos em diferentes partes do mundo, sobre a presença de MP no sedimento de praias: na Coréia do Sul (Kim *et al.*, 2015), Grécia (KARAPANAGIOTI, 2007), Malásia (NOIK, 2014), Portugal (ANTUNES *et al.*, 2018), Uruguai (LOZOYA, 2016) assim como em praias no Brasil (COSTA *et al.*, 2010; IVAR DO SUL, 2014; FALCÃO & SOUZA, 2014; SILVA, 2016; ALMEIDA, 2018) e para o litoral do Rio Grande do Sul (PIANOWSKI, 1997). No entanto, é difícil comparar diretamente a abundância e a distribuição de microplásticos porque os métodos de amostragem e a classificação de tamanhos são diferentes (KIM, 2015).

A Tabela 1 apresenta a quantidade de MPs obtida, por ponto, em cada uma das coletas. Com base nesse dados, foi realizada análise estatística usando ANOVA para 2 fatores (praia e região) considerando o nível de significância de 5%. Para a presença de *pellets*, na interação praia e ambiente, há diferenças entre praias e não entre regiões, com P-valor bastante significativo ($2.236e-05$). O teste SNK mostrou que a distribuição de *pellets* na praia das Cabras é diferente das outras duas praias (Capão da Canoa e Torres) que são iguais entre si (P-valor < 0,001).

Com relação aos fragmentos, também foi observada diferença de distribuição entre as praias (P-valor 0,02898), sendo que, a diferença significativa foi entre Capão da Canoa e Torres ($0,01 < P\text{-valor} < 0,05$).

Do total de microplásticos coletados, a análise estatística confirmou o comportamento apresentado nas análises estatísticas individuais de *pellets* e fragmentos, ou seja, há diferença na distribuição entre as praias (P-valor 0,003545), no entanto, foi a praia de Torres que diferiu (para menos) das outras duas quanto a presença de MPs.

Tabela 1 – Microplásticos encontrados em cada praia, de acordo com os pontos e a região de coleta.

	Torres						Praia das Cabras						Capão da Canoa					
	Verão																	
	LM			Dunas			LM			Dunas			LM			Dunas		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Pellets	0	0	0	0	0	0	131	5	74	2	0	2	0	0	0	0	0	6
Fragmentos	2	5	0	0	0	0	33	11	89	2	2	5	6	3	17	2	3	10
	Outono																	
Pellets	1	0	0	4	0	2	0	0	0	0	47	17	0	0	0	0	0	0
Fragmentos	2	2	0	36	0	7	3	0	2	0	29	5	3	0	5	0	0	3
	Inverno																	
Pellets	0	0	9	0	0	0	170	2	1	2	2	69	0	0	0	3	0	1
Fragmentos	0	2	19	0	21	17	12	1	8	0	8	12	5	19	5	22	4	48
	Primavera																	
Pellets	1	1	0	1	0	0	20	58	18	3	0	140	3	16	9	4	4	13
Fragmentos	2	14	7	3	1	3	7	41	31	6	11	2	59	73	24	12	32	68

Fonte: Autora (2018).

Os dados da análise estatística corroboram com a avaliação descritiva feita, onde o número expressivo de *pellets*, principalmente na praia das Cabras, aponta para a necessidade de conhecimento da fonte de contaminação. E que em Torres foi encontrada a menor quantidade de MPs. Nas 3 praias estudadas, não há fontes antropogênicas de contaminação por *pellets*, como esgotos sanitários, emissários industriais e zonas portuárias. Somente em Torres há a desembocadura do rio Mampituba, que poderia ser uma fonte carreadora das esférulas para o mar. Contudo, a deriva litorânea de sedimento é predominante de NE (FIGUEIREDO & CALLIARI, 2006), o que explicaria, caso os *pellets* sejam levados pelo rio, o porquê de não serem encontrados em abundância em Torres, mas talvez ao norte da desembocadura, na praia em Passo de Torres. Além disso, o Porto de Rio Grande (uma provável fonte emissora dessa matéria) fica ao sul das áreas de estudo e, possivelmente, as esférulas são transportadas para o norte devido à deriva litorânea, o que ajudaria a

compreender a grande quantidade de *pellets* encontrados na praia da Cabras. Assim como, em um estudo realizado por Pianowski (1997), que verificou uma grande concentração desse material na praia pertencente ao Parque Nacional da Lagoa do Peixe, área próxima à Cabras e que também não possui antropização, numa média de 163,4 itens/m possivelmente provenientes do Porto de Rio Grande. Costa *et al.* (2010) e Falcão e Souza (2014), consideram que a proximidade com zonas portuárias possam ter influência na dispersão e distribuição superficial de *pellets* nas praias. No entanto, esses grânulos plásticos oriundos de portos e/ou efluentes industriais, são carregados para os oceanos e podem viajar a longas distâncias e se depositar longe de sua fonte de origem (MANZANO, 2009; HIRATA *et al.*, 2017).

4.2 INFLUÊNCIA DA SAZONALIDADE

A presença de microplásticos foi avaliada quanto as quatro estações do ano (Figura 10) com o objetivo de verificar se a sazonalidade interfere na presença desses resíduos.

A primavera foi a estação do ano que apresentou maior acúmulo de microplásticos (687 un.), seguido pelo inverno (462 un.) e verão (410 un.), enquanto que no outono, foram encontrados apenas 168 MPs. Silva (2016) em um estudo realizado na Baía de Santos, encontrou relação entre a direção do vento e a quantidade de microplásticos encontrados. De acordo com o autor, ventos predominantes de direção norte, noroeste e nordeste incidiram sobre a praia e contribuíram para o maior número de MPs nas praias. Ainda, segundo ele, a direção do vento é o principal fator para o acúmulo de microplásticos, mas a velocidade não contribui para a ocorrência de MP na praia. Ao analisar a direção do vento, das ondas e a altura das ondas para as 3 praias estudadas durante as 4 estações do ano (Tabela 3), observou-se que, nos três períodos de maior abundância de MPs (primavera, inverno e verão) a direção do vento variou de nordeste, oeste e sudoeste. Cabe destacar que na estação onde foram encontrados mais MPs (primavera), a direção dos ventos predominante foi sudoeste.

A altura das ondas predominante durante as estações foi acima de 1 metro em todas as estações, exceto no outono, período que menos se identificou MPs, o que poderia influenciar também no acúmulo de MPs na linha de maré.

Tabela 3 – Condições oceanográficas para as 3 praias estudadas conforme as estações do ano.

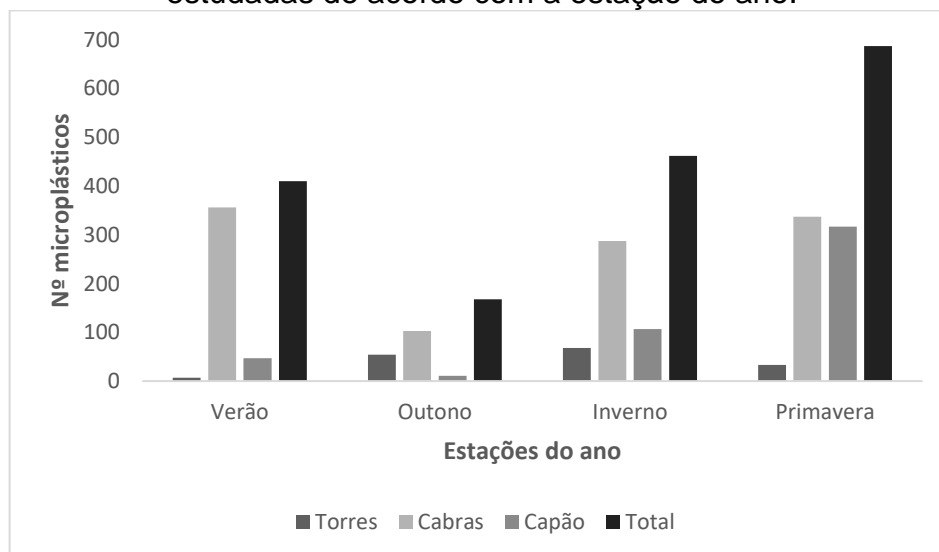
Verão				
Coleta	Cidade	Direção vento	Ondulação (m)	Direção onda
29/jan	Torres	Sudoeste	1,6	Nordeste
31/jan	Capão da Canoa	Nordeste	1,8	Sudeste
27/jan	Cabras	Nordeste	2,1	Sudeste
Outono				
30/abr	Torres	Noroeste	1,1	Leste
29/abr	Capão da Canoa	Nordeste	0,9	Leste
29/abr	Cabras	Nordeste	0,9	Leste
Inverno				
26/jul	Torres	Nordeste	2,7	Leste
26/jul	Capão da Canoa	Nordeste	2,7	Leste
06/ago	Cabras	Oeste	2	Leste
Primavera				
06/out	Torres	Sudoeste	2,8	Sudeste
06/out	Capão da Canoa	Sudoeste	2,8	Sudeste
06/out	Cabras	Sudoeste	2,8	Sudeste

Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados da Global Forecast System (2018).

Ainda, com relação às estações do ano, Cabras, apresentou maior abundância no verão e na primavera, totalizando 356 e 337 microplásticos, respectivamente. Já em Capão da Canoa, os valores mais expressivos foram na primavera e no inverno, com 317 e 117 itens e; em Torres, no outono/inverno, com 68 e 54 MP. Inicialmente, esperava-se que no outono/inverno tivéssemos maior quantidade de microplásticos, pois há maior aporte de sedimento na faixa de praia mas, em qualquer estação, a praia das Cabras é a que obteve maior aporte de MPs, dessa forma, nota-se que a distribuição dos microplásticos nos sedimentos arenosos não depende somente da sazonalidade, outros fatores devem influenciar a deposição desses materiais, como a orientação e a exposição de cada praia, a hidrodinâmica e o regime dos ventos (KABERI *et al.*, 2013; KIM, 2015; SILVA, 2016a). Para Kaberi *et al.* (2013) a dispersão de MPs e a sua onipresença nas praias de todo o mundo, é influenciada principalmente pela circulação de água. Silva (2016b), ao analisar a dispersão de MPs no litoral paulista durante um ano, constatou que as variações sazonais interferem na dispersão dessas partículas. Nesse estudo, a dispersão de MPs para o leste ocorreram nos meses que tiveram influência de frentes frias e sua deposição final no sedimento teve influência do movimento da água, que é resultante da direção e da

velocidade do vento. De acordo com Calliari (2006), Torres é a única praia do litoral gaúcho que apresenta afloramentos rochosos, que lhe conferem proteção à dinâmica costeira, além de ser caracterizada como uma praia do tipo intermediária, de mobilidade moderada a alta e suscetível à erosão. Ao passo que, Capão da Canoa encontra-se em estágio morfodinâmico dissipativo e intermediário, com mobilidade moderada a alta e Cabras como intermediária e de baixa mobilidade, conforme Reichow (2018). Assim sendo, os fatores supracitados podem auxiliar na compreensão do porquê Torres, ter sido encontrado a menor quantidade de MPs nas quatro coletas realizadas, a proteção e a morfologia praial do tipo intermediária podem diminuir a entrada de MPs na praia e/ou remover o sedimento arenoso da praia juntamente com as partículas de plástico. Estas constatações preliminares requerem estudos de cunho científico que possam contribuir para o entendimento da complexidade dos fatores morfodinâmicos e oceanográficos das praias estudadas e como afetam a dispersão dos microplásticos.

Figura 10 - Quantidade de microplásticos encontrados nos sedimentos das praias estudadas de acordo com a estação do ano.

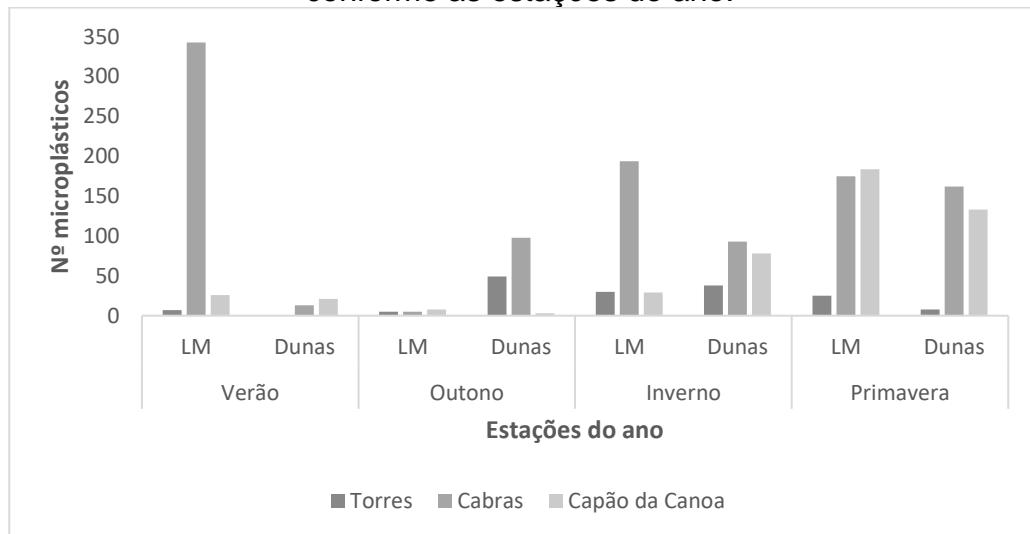


Fonte: Autora (2018).

Silva (2016b) indica que a entrada de MPs varia conforme a energia das ondas e os processos sedimentares. Além disso, o encalhe é “um processo pontual e o estoque permanente reflete uma contaminação crônica e de longo prazo”. Para outro autor, Silva (2016a), a densidade média dos MPs é menor que a densidade dos grãos e dessa forma, o vento auxilia tanto no transporte de grãos de areia nas praias quanto para as partículas de plástico. Assim como, a velocidade necessária para o transporte

de sedimento e as partículas de plástico, irá depender do tamanho, a forma e a densidade do material (BROWNE, *et al.*, 2010). Ou seja, a energia das ondas irá afetar diretamente no aporte de MPs na linha de maré. Analisando as condições meteorológicas para o outono (Figura 11), a estação que apresentou menor quantidade de MPs, com 168 un. (97 fragmentos e 71 *pellets*), o menor acúmulo, nas três praias, foi justamente na linha de maré: para Cabras apenas 5 un. e Capão da Canoa 8 un., ambas somente fragmentos e em Torres – 5 un. (4 fragmentos e 1 *pellet*). Nas três coletas realizadas nessa estação, a energia das ondas foi pouco expressiva, não ultrapassando 1,1 m (Tabela 2). Da mesma forma, Hirata *et al.* (2017), em 5 pontos de coleta durante 4 dias de amostragem, coletou 880 *pellets* resultando, em média, que 220 *pellets* chegam por dia em uma área de 5m² e constatou que durante o seu período de coleta, a agitação do mar estava fraca, com ondas inferiores a 1,5 metros de altura. Já no estudo de Manzano (2009) na Enseada de Santos, houve um aumento significativo de deposição dessas esférulas para as estações do outono (163 *pellets/m*²) e inverno (377 *pellets/m*²) e relacionou a abundância devido a agitação do mar, provocada por ventos intensos na semana da coleta, que acarretam no aumento da deposição de grânulos na linha de praia. Ainda, conforme o autor, nas coletas 1 e 2 no outono, houve discrepância entre as coletas, pois a coleta 2 apresentou o maior índice enquanto que na coleta 1, teve-se o menor índice, possivelmente pelas condições do mar, que estava calmo, com pouquíssimo vento e agitação da água. Resultados semelhantes foram encontrados para a primavera e verão, que apresentaram a menor taxa de entrada, com 23,2 *pellets/m*², também pela pequena variação meteorológica.

Figura 11 - Microplásticos encontrados nas dunas e linha de maré em cada praia, conforme as estações do ano.



Fonte: Autora (2018).

Outros mecanismos que podem afetar na quantidade de MPs encontrados é o pisoteio e a limpeza da areia pelos órgãos municipais, que acarretam no soterramento e a remoção dos MPs. Para Torres, cidade que recebe um grande número de veranistas durante a temporada, as menores concentrações foram no mês de janeiro e deve-se, possivelmente, a esses fatores. Em Capão da Canoa, praia que também recebe muitos turistas durante o verão, a coleta foi realizada pela manhã, antes da limpeza da areia pela prefeitura, e talvez possa explicar a quantidade de MPs encontrados mesmo nesta estação. Já para Cabras, uma área que não há urbanização, exceto eventualmente no verão, foi encontrado as maiores quantidades de MPs nesse mesmo período. Manzano (2009) e Silva (2016) relatam que concentrações de microplásticos em areias superficiais podem ser subestimadas, pois a maioria dos estudos são realizados em áreas antropizadas, onde ocorre limpeza periódica dos locais. Pianowski (1997) e Hirata (2017) também mencionam que em áreas menos acessíveis ao público, não ocorre o soterramento dos MPs e por isso são encontrados com maior frequência. Portanto, o soterramento e as limpezas da praia podem ser um fator negativo para analisar as concentrações de MP no sedimento de praias em áreas urbanizadas, pois a deposição dessas partículas na linha de maré e/ou nas dunas não serão avaliadas caso a coleta seja realizada posterior a limpeza e o uso da praia.

Como dito anteriormente, Cabras, é o local menos antropizado dentre as praias estudadas, no entanto, nota-se que, independente da estação do ano, a maior

quantidade de MPs foi identificada nesse local. Além disso, nas 4 estações do ano, observou-se também uma grande quantidade de resíduos sólidos na faixa de areia, mais do que em Capão da Canoa e Torres e, provavelmente, sejam provenientes do oceano, pois como citado, não há urbanização no local, o que eliminaria a entrada desses materiais pelos frequentadores. Por outro lado, pela pouco tráfego de pessoas, a área pode ser utilizada como “bota-fora” e, justamente por não haver limpezas periódicas, o material vai se acumulando no local. Em um estudo realizado por Ferri (2012), ao analisar as concentrações de metais pesados em dois sangradouros na praia de Cidreira e em outro ponto “controle” em Cabras, encontraram no último ponto valores semelhantes aos das áreas urbanizadas, levando a cogitar que a contaminação não seja proveniente somente do continente mas também do oceano. Dessa forma, Cabras, apesar de ser uma área não urbanizada e que teoricamente deveria apresentar menor impacto, denota a necessidade de maiores estudos para tentar compreender a dinâmica oceânica nesta região.

De acordo com Silva (2016a) e outros autores (GREGOY, 2009; BAZTAN, 2014; NETO, 2014), os microplásticos presentes nos oceanos, quando chegam à beira da praia, se depositam na linha de maré, uma área de caráter efêmero, dinâmico e sazonal. Posteriormente, conforme o ciclo das marés, parte dos MPs que estão nessa região podem permanecer ou ser transportados para o supralitoral pela ação dos ventos, assim como, a próxima maré poderá trazer mais microplásticos ou levar os acumulados de volta ao oceano. Na região do supralitoral, os ventos podem continuar contribuindo para o transporte dos MPs à linha de maré ou para as dunas. Além disso, eventos de tempestade e ressacas também contribuem na deposição desses materiais em camadas profundas do sedimento, e conforme a morfodinâmica do ambiente, os microplásticos voltam à superfície, influenciando diretamente no seu padrão de distribuição (FALCÃO e SOUZA, 2014; TURRA *et al.*, 2014). Para Frias *et al.* (2018), as praias são ambientes dinâmicos e em constante mudança, sendo necessário para realizar coletas de MPs, levar em consideração que a linha de maré alta irá variar em períodos curtos de tempo. Ivar do Sul (2014) ao analisar 20 praias no Arquipélago de Fernando de Noronha, encontrou em 23 quadrantes (40%) de 12 praias (60%) a contaminação por MPs, totalizando 1.151 partículas de plástico sendo, 697 un. (60%) fragmentos. Conforme a autora, considerando todas as praias amostradas, houve maior contaminação por partículas de plástico em praias de

barlavento do que em praias de sotavento, confirmando que as correntes superficiais influenciam no transporte dos microplásticos. Já para a ilha de Abrolhos não foram encontrados microplásticos e deve-se, provavelmente, “à dinâmica dos sedimentos das praias, que podem remover toda a areia e conseqüentemente os plásticos da praia. Este processo é cíclico e pode subestimar a amostragem de MPs em um tempo específico.”

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A poluição marinha, causada pelo descarte incorreto de resíduos sólidos, principalmente dos materiais plásticos e a sua posterior fragmentação, é um crescente problema em escala global, e que tem impactos diretos à biota marinha, seja pelo emaranhamento ou a ingestão desses materiais. Estudos envolvendo microplásticos no sedimento de praias, embora recentes e sem uma metodologia padrão, já revelam a importância dessas pesquisas para a compreensão da poluição em praias do mundo todo.

Para esse estudo, nas três praias estudadas, a poluição por microplásticos é presente e ocorreu ao longo das quatro coletas realizadas. Para Torres e Capão da Canoa, a presença de fragmentos foi maior do que a de *pellets*. Apesar dessas praias serem caracterizadas como praias urbanizadas, isso não parece ser um fator para a deposição de MPs a longo prazo. A fragmentação dos resíduos descartados incorretamente na beira da praia pode contribuir para a presença de MPs nessas praias, mas a fonte de entrada principal, é provavelmente pelo mar, através do transporte das partículas de plástico que estão nos oceanos para a linha de maré, e a sua posterior acumulação na região das dunas, decorrentes de eventos de tempestade, ressacas e também pela ação dos ventos. O pisoteio e a limpeza de praia também são fatores que deve-se levar em consideração ao realizar as coletas, pois acarretam no soterramento das partículas e também na sua remoção e prejudicam as análises de concentrações de MP no sedimento de praias urbanizadas.

A maior quantidade de microplásticos foi detectada na praia das Cabras, uma área não urbanizada, onde houve maior acúmulo de esférulas plásticas, o que requer maiores estudos quanto a sua fonte de contaminação e se a proximidade com o porto de Rio Grande tem influência sobre a quantidade encontrada nessa praia. Para Torres, torna-se necessário analisar se o estuário do Mampituba pode ser uma fonte carreadora de MPs, principalmente de *pellets*, e se a presença dos molhes e a dinâmica costeira influenciam no aporte de MPs na beira da praia.

Os resultados sugerem que a presença de MPs ocorre ao longo de todo o ano e é permanente nas três praias, pois foram encontrados em todas as campanhas, não estando diretamente relacionado com a sazonalidade. Fatores como a ação dos ventos, a altura e energia ondas, a dinâmica praial, bem como a circulação oceânica

e as correntes, atuam em conjunto no aporte de MPs nas praias. No outono houve menor quantidade de MPs justamente pelo mar não estar agitado, as ondas não ultrapassaram 1,1 metros e os ventos eram praticamente inexistentes. Enquanto que nos outros períodos, houve maior variação oceanográfica, pois as ondas foram maiores que 1,6 metros e os ventos predominantes foram de nordeste, oeste e sudoeste. A quantidade de MPs na linha de maré e nas dunas não apresentaram um padrão de distribuição com as estações do ano.

Os resultados da análise estatística apontam que a diferença de distribuição de MPs ocorre entre as praias e não entre os ambientes, linha de maré e faixa de dunas. Ainda, para a presença de *pellets*, Cabras difere para uma maior quantidade e, para os totais de MPs, Torres difere para um menor número.

Portanto, os resultados apresentados, evidenciam a problemática dos microplásticos no sedimento de praias. Não existem respostas simples para este problema e reconhece-se a complexidade do ambiente marinho e a morfodinâmica das praias. Estudos considerando as condições oceanográficas das coletas e possíveis fontes de contaminação (portos e estuários) assim como a padronização da metodologia para auxiliar na comparação entre trabalhos, tornam-se imprescindíveis no desenvolvimento de novas pesquisas sobre microplásticos.

REFERÊNCIAS

- ALENCAR, M. V., PROIETTI, M. C., RODRIGUES, F. L. Abundância e distribuição de microplásticos depositados na praia do Cassino, RS. In: **Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro**, 10, 2017, Rio Grande. **Anais de resumos do X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro**. Rio Grande: FURG. 2017. p. 356-357.
- ALMEIDA, Clara Cabral. **Pellets plásticos em praias arenosas em duas áreas portuárias do estado do Ceará**. Tese (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2018.
- ANDRADY, A.L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1596–1605, 2011.
- ANDRADY, A.L. The plastic in microplastics: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v.119, p. 12-22, 2017.
- ANTUNES, J.; FRIAS, J.; SOBRA, P. Microplastics on the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, 131, 294–302, 2018.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO. **Perfil 2016**. São Paulo: ABIPLAST, 2017.
- ASSOCIAÇÃO DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil: 2016**. 2016.
- AVIO, C.G., et al. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. **Marine Environmental Research**, v. 128, p. 1-10. Jul. 2016.
- BARNES, D.K.A., et al. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transaction of the Royal Society B**, v. 364, p. 1985-1998, jun. 2009.
- BAZTAN, J., et al. **Coastal zones: solutions for the 21 st century**. 1. ed. 2015.
- BRACH, L., et al. Anticyclonic eddies increase accumulation of microplastic in the North Atlantic subtropical gyre. **Marine Pollution Bulletin**, v. 126, p. 191-196, 2018.

BRONGERSMA, L. Notes upon some turtles from the Canary Islands and from Madeira. **Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen Series C Biological and Medical Sciences**, v. 71, p.128-136, 1968.

BROWNE, M. A; GALLOWAY, T. S., THOMPSON, R. C. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. **Environmental Science & Technology**, 44 (9), 3404-3409. 2010. DOI: 10.1021/es903784e

CALDWELL, D.; CALDWELL, M.; RICE, D., 1965. Observations on captive and wild Atlantic bottlenosed dolphins, *Tursiops truncatus*, in the northeastern Gulf of Mexico. **Los Angeles County Museum Contributions in Science**, n. 91, p. 2-10, jun. 1965.

CALLIARI, L. *et al.* Classificação Geomorfológica: Rio Grande do Sul. In: Ministério do Meio Ambiente, **Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro**, 2006.

CAMEDDA, A. *et al.* Interaction between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) and marine litter in Sardinia (Western Mediterranean Sea). **Marine Environmental Research**, v. 100, p. 25-32, set. 2014.

CARLOS ASTUDILLO, J. *et al.* Detached aquaculture buoys in the SE Pacific: potential dispersal vehicles for associated organisms. **Aquat. Biol.**, 5 (3), xxx. 2009.

CARPENTER, E.J.; SMITH, K.L. Plastics on the Sargasso Sea surface. **Science**, v. 175, p. 1240-124, março 1972.

CASTRO, O.; SILVA, M. L; ARAÚJO, F. V. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. **Ocean and Coastal Management**, v. 165, p. 385-400, 2018.

COE, J. M.; ROGERS, D. B. Marine debris: sources, impacts, and solutions. 1. ed. New York, NY: **Springer-Verlag**, 1997.

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

COLE, M. *et al.* Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental Science Technology**, v. 47, p. 6646-6655, maio, 2013.

COOPER, David A. **Effects of Chemical and Mechanical Weathering Processes on the Degradation of Plastic Debris on Marine Beaches**. 2012. 204 f. Tese (Doutorado) - Programa de pós-graduação em Geologia, Universidade de Western Ontario. Londres, Canadá. 2012.

COSTA, Monica F. *et al.* On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach. **Environ Monit Assess**, v. 168, p. 299-304, 2010.

CÓZAR, A. *et al.* Plastic debris in the open ocean. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, p. 10239-10244, jun. 2014.

DEBROT, A. O.; TIEL, A. B.; BRADSHAW, J. E. Beach debris in Curacao. **Mar. Pollut. Bull.** 38 (9), 795–801, 1999.

ENGLISH, M.D. *et al.* 2015. Plastic and metal ingestion in three species of coastal waterfowl wintering in Atlantic Canada. **Marine Pollution Bulletin**, v. 98, p. 349-353, set. 2015.

FALCÃO, M. P.; SOUZA, C. R. G. Contribuições da geomorfologia costeira aos estudos sobre pellets de plástico em praias de SP, Brasil. **Revista Geonorte**, v.10, n.1, p.71-76, 2014.

FERRI, P. L. F. **Análises da qualidade da água proveniente de sangradouros localizados no município de Cidreira - Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Curso de Ciências Biológicas com ênfase em Gestão Ambiental Marinha e Costeira, Imbé/Cidreira, BR – RS, 2012.

FIGUEIREDO, S.A. & CALLIARI, L.J. Sedimentologia e suas Implicações na Morfodinâmica das Praias Adjacentes às Desembocaduras da Linha de Costa do Rio Grande do Sul. **Gravel**, 4: 73-87, 2006.

FRIAS, J.P.G.L., SOBRAL, P., FERREIRA, A.M. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, p. 1988-1992, 2010.

FRIAS, J. P. *et al.* Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. **JPI-Oceans BASEMAN project**. 2016

GALGANI, F. *et al.* Marine strategy framework directive: task group 10 report marine litter. In: Zampoukas, N. (Ed.), **JRC Scientific and Technical Report**, ICES/JRC/IFREMER Joint Report. 2010.

GALGANI, F., HANKE, G., MAES, T., BERGMANN, M., 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. In: Gutow, L., Klages, M. (Eds.), **Marine Anthropogenic Litter**. Springer, pp. 29–56.

GALGANI, F.; PHAM C.K.; REISSER, J. Editorial: Plastic Pollution. **Frontiers in Marine Science**. v. 4, n. 307, set. 2017.

GALL, S.C., THOMPSON, R.C. The impact of debris on marine life. **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, p. 170-179, 2015.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advance**, v. 3, nº 7, Jul. 2017.

GREGORY, M. R. Environmental implications of plastic debris in marine settings - entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. **Phil. Trans. R. Soc. B**, 364, 2013–2025, 2009.

GLOBAL FORECAST SYSTEM. Retirado de Windguru. 2018. Disponível em: <https://www.windguru.cz/146924>. Acesso em: 23 de outubro de 2018.

GRUBER, N. L. S; BARBOZA, E. G. & NICOLODI, J. L. Geografia dos ecossistemas costeiros e Oceanográficos: subsídios para a gestão integrada da zona costeira. **Gravel**. Porto Alegre, n. 1, p. 81-89, 2003.

HENGSTMANN, E. *et al.* Microplastic in beach sediments of the Isle of Rügen (Baltic Sea) - implementing a novel glass elutriation column. **Marine Pollution Bulletin**, v. 126, p. 263-274, 2018.

HIRATA, G. *et al.* Caracterização de pellets plásticos na Praia do Tombo, município do Guarujá, SP, Brasil. **Revista Internacional de Ciências**, v. 07, n. 02, p. 202 - 216, 2017.

HOLGERSEN, H. Norske lomviers vandringer. 1961 In: Bourne, W., Nylon netting as a hazard to birds. **Marine Pollution Bulletin**, v. 1978, p. 75-76.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Atlas Geográfico das Zonas Costeiras e Oceânicas do Brasil**. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em:

<https://censo2010.ibge.gov.br/noticias-censo.html?busca=1&id=1&idnoticia=2036&t=ibge-parceria-marinha-brasil-lanca-atlas-geografico-zonas-costeiras-oceanicas&view=noticia>. Acesso em: 25 de maio de 2018.

IVAR DO SUL, J. A. **Contaminação ambiental por microplásticos em Fernando de Noronha, Abrolhos e Trindade**. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Recife, 2014.

IVAR DO SUL, J.A.; SPENGLER, A.; COSTA, M.F. Here, there and everywhere Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). **Marine. Pollution. Bulletin**, v. 58, p. 1236-1238, 2009.

IVAR DO SUL, J. A; COSTA, MONICA F. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 352-364, 2014.

JUCÁ, J. F. *et al.* **Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Jaboatão dos Guararapes, PE: Grupo de Resíduos Sólidos – UFPE, 2014. DOI: 10.13140/2.1.3547.8082

KABERI, H. *et al.* 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. **4th International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics and SECOTOX Conference**. 2013.

KARAPANAGIOTI, H.K. & KLONTZA, I. Investigating the properties of plastic resin pellets found in the coastal areas of Lesvos Island. **Global NEST Journal**, Vol 9, No 1, pp 71-76, 2007.

KIM, In-Sung *et al.* Factors Influencing the Spatial Variation of Microplastics on High-Tidal Coastal Beaches in Korea. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, 69:299–309, 2015.

LAIST, D. W. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. 1997. In: Coe J. M.; Rogers D. B. (ed.) **Marine debris, sources, impacts, and solutions**, New York: Springer-Verlag, 1997.

LATINI, G.; DE FELICE, C.; VERROTTI, A. Plasticizers, infant nutrition and reproductive health. **Reprod. Toxicol.**, 19 (1), 27–33, 2004.

LEBRETON, L. *et al.* River plastic emissions to the world's oceans. **Nature communications**, v. 8, nº 15611, junho 2017.

LOZOYA, J.P. *et al.* Plastics and microplastics on recreational beaches in Punta del Este (Uruguay): Unseen critical residents? **Environmental Pollution**, v.218, p. 931-941, nov. 2016.

LUSHER, A. *et al.* Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. **Environmental Pollution**, v. 199, p. 85 e 191, abr. 2015a.

MANZANO, A. B. Distribuição, taxa de entrada, composição química e identificação de fontes de grânulos plásticos na Enseada de Santos, SP, Brasil. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade na Bacia hidrográfica do rio Tramandaí**. Porto Alegre: Via Sapiens, 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **4ª Conferência Nacional de Meio Ambiente: relatório final**. Brasília: MMA, 2013.

MOORE, C.J. Trashed: across the Pacific Ocean, plastics, plastics everywhere. **Natural History**, v. 112, n. 9, p. 46-51, nov. 2003.

MOORE, C.J. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. **Environmental Research**, v. 108, n. 2, p. 131-139, 2008.

MÜLLER, M. R. *et al.* Levantamento florístico preliminar das dunas da Praia Grande, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. In: **XXI Jornada de Iniciação Científica FZB/FEPAM**. Anais de resumos...Porto Alegre, RS: Fundação Zoobotânica, 2017. p. 23.

NOIK, V. J. The Occurrence of Plastic Microdebris on the Beaches of Santubong and Trombol in Kuching, Sarawak, Malaysia. **International Conference on Agriculture, Biology and Environmental Sciences**, 2014

NICOLAU, L. *et al.* Ingestion of marine litter by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in Portuguese continental Waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 103, p. 179-185, 2016.

NUELLE, M.T. *et al.* A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. **Environmental Pollution**, v.184, p. 161-169, set. 2014.

ORY, N.C. *et al.* Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 430-437, 2017.

PEREIRA, F.C. **Microplásticos no ambiente marinho**: mapeamento de fontes e identificação de mecanismos de gestão para minimização da perda de pellets plásticos. Dissertação (Mestrado em Ciências, área Oceanografia) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

PHAM, C.K. *et al.* Plastic ingestion in oceanic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the North Atlantic subtropical gyre. **Marine Pollution Bulletin**, v. 121, p. 222-229, ago. 2017.

PIANOWSKI, F. **Resíduos sólidos e esférulas plásticas nas praias do Rio Grande do Sul – Brasil**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanologia) - Departamento de Oceanografia, FURG, Rio Grande, 1997.

PLASTICS EUROPE. 2017. **Plastics - the facts 2017**. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data. Disponível em: <http://www.plasticseurope.org/>. Acesso em: 23 de maio de 2018.

REICHOW, Camila. **A barreira costeira Holocênica e suas relações com a morfodinâmica praias no estado do Rio Grande do Sul, Brasil**. Dissertação (Mestrado) – UFRGS, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Geociências, Porto Alegre, Brasil, 2018.

REISSER, J. *et al.* Millimeter-Sized Marine Plastics: A New Pelagic Habitat for Microorganisms and Invertebrates. *PloS One*, v. 9, n. 100289, jun. 2014.

RYAN, P.G. How quickly do albatrosses and petrels digest plastic particles? **Environmental Pollution**, v. 207, p. 438-440, ago. 2015.

RYAN, P.G. *et al.* Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences**, v. 364, p. 1999-2012, jun. 2009.

SILVA, P. P. G. **Contaminação e toxicidade de microplásticos em uma área de proteção marinha e costeira**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2016a.

SILVA, D. B. **Spatial distribution, input and dispersion of plastic pellets in coastal zones**. Tese (Doutorado) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 2016b.

THIEL, M., *et al.* Floating marine debris in coastal waters of the SE-Pacific (Chile). **Mar. Pollut. Bull.**, 46 (2), 224–231, 2003.

THOMPSON, R. *et al.* Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**. v. 304, p. 838, 2004.

THORNTON, L.; JACKSON, N. L. Spatial and temporal variations in debris accumulation and composition on an estuarine shoreline, Cliffwood beach, New Jersey, USA. **Mar. Pollut. Bull.**, 36 (9), 705–711, 1998.

TOMAZELLI, L.J. & VILLWOCK, J.A. Considerações sobre o ambiente praias e a deriva litorânea de sedimentos ao longo do Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas**, 19 (1): 3-12, 1992.

TURRA, A. *et al.* Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. **Scientific reports**, v. 4, p. 4435, jan. 2014.

UNEP; NOAA. **The Honolulu Strategy: A Global Framework for Prevention and Management of Marine Debris**. United Nations Environment Programme (UNEP), 2011.

UNEP. **Valuing Plastic: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry**. United Nations Environment Programme (UNEP), 2014.

VAN FRANEKER, *et al.* Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 2609-2615, out. 2011.

VAN CAUWENBERGHE, L. *et al.* Microplastic in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. **Marine. Environmental Research**, v. 111, p. 5–17, out. 2015.

WALLER, C.L. *et al.* Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. **Science of the Total Environment**, v. 598, p. 220–227, 2017.

WILCOX, C., VAN SEBILLE, E., HARDESTY, B.D. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. **Proceedings of the National Academy of Sciences of U.S.A.**, v.112, p. 11899-11904, 2015.

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

WRIGHT, S.L., *et al.*, The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483-492, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

ZIAJAHROMI, S *et al.* Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. **Water Research**, v. 112, p. 93-99, 2017.

ZUANAZZI, P. T; BARTELS, M. **Estimativas para a população flutuante do Litoral Norte do RS**. Porto Alegre: Fundação de Economia e Estatística. 2016.

ZARZUR, S. **Alimentação e ingestão de plásticos nos Procellariiformes (albatrozes e petréis) encontrados na Praia do Cassino**. Monografia (Graduação) - Universidade do Rio Grande. Universidade do Rio Grande, Laboratório de Elasmobrânquios e Aves Marinhas, Rio Grande - RS, Brasil, 1995.