

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA E GEOFÍSICA MARINHA
PÓS-GRADUAÇÃO EM DINÂMICA DOS OCEANOS E DA TERRA

**AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE
MICROPLÁSTICOS EM PRAIAS DO LESTE DO
ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL**

Diego Gomes de Carvalho

Niterói/RJ

2022

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE

INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA E GEOFÍSICA MARINHA

PÓS-GRADUAÇÃO EM DINÂMICA DOS OCEANOS E DA TERRA

**AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MICROPLÁSTICOS EM
PRAIAS DO LESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL**

Diego Gomes de Carvalho

Tese apresentada ao Departamento de Geologia e Geofísica Marinha, Instituto de Geociências, UFF, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Dinâmica dos Oceanos e da Terra.

Orientador: Prof. Dr. José Antônio Baptista Neto

Niterói

2022

AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MICROPLÁSTICOS EM PRAIAS DO LESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL

Diego Gomes de Carvalho

Orientador: Prof. Dr. José Antônio Baptista Neto

Tese apresentada ao Departamento de Geologia Marinha, Instituto de Geociências, UFF, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Dinâmica dos Oceanos e da Terra.

Aprovada em: 09/12/2022

BANCA EXAMINADORA

Presidente, Prof. Dr. José Antônio Baptista Neto (PPGDOT-UFF)

Prof. Dra. Ana Dalva Santos (UFF)

Prof. Dr. André Luiz Carvalho da Silva (UERJ)

Prof. Dr. Cleverson Guizan Silva (PPGDOT-UFF)

Prof. Dr. Estefan Monteiro da Fonseca (UFF)

Prof. Dr. Rodrigo Coutinho Abuchacra (UERJ)

Ficha catalográfica automática - SDC/BIG
Gerada com informações fornecidas pelo autor

C331a Carvalho, Diego Gomes de
Avaliação espaço-temporal de microplásticos em praias do
leste do Estado do Rio de Janeiro, Brasil / Diego Gomes de
Carvalho. - 2022.
141 f.

Orientador: José Antônio Baptista Neto.
Tese (doutorado)-Universidade Federal Fluminense, Instituto
de Geociências, Niterói, 2022.

1. Microplásticos. 2. Praias. 3. Sedimentos. 4. Polímeros.
5. Produção intelectual. I. Baptista Neto, José Antônio,
orientador. II. Universidade Federal Fluminense. Instituto de
Geociências. III. Título.

CDD - XXX

Bibliotecário responsável: Debora do Nascimento - CRB7/6368

AGRADECIMENTOS

Primeiramente quero agradecer a Deus, por ter me dado saúde, força e coragem para superar todas as dificuldades. Por sempre me iluminar com o discernimento em minhas decisões.

A minha esposa, amiga, companheira Domênica por sempre me incentivar a não desistir deste objetivo, mesmo nos momentos difíceis que isto esteve em minha mente, principalmente no período da pandemia. Aos meus filhos gêmeos Gustavo e Mariana, que nasceram no período do mestrado e cresceram durante o doutorado. A busca para dar um futuro melhor para eles, não só financeiramente, mas intelectualmente e socialmente, é o que me alimenta a cada dia. Aos meus sogros, Midian e Domingos, por me oferecerem todo o suporte e apoio, sempre que necessário. Aos meus pais, Ubiratan e Angie, que me incentivaram a continuar trilhando este caminho e ao meu irmão Matheus, que sempre esteve solícito a me ajudar nos trabalhos de campo.

Sou extremamente grato ao meu orientador professor José Antônio. Já são 15 anos entre graduação, mestrado e doutorado. A sua importância na minha vida acadêmica é gigantesca, são poucos que dão esta oportunidade e entendem as dificuldades de um professor da rede pública estadual e municipal de continuar os seus estudos. A sua compreensão foi essencial para que não desistisse durante a caminhada. Deus te abençoe.

Sou filho de operários de fábrica de tecidos e morador de Santo Aleixo, Magé, com orgulho. Sou periférico e trago todas as dificuldades de um morador da Baixada Fluminense comigo. Filho da escola pública, que esteve presente durante toda minha vida, desde os 5 anos. Sempre defenderei a escola pública universal e de qualidade para todos. Os tempos podem ser sombrios, mas sempre haverá o amanhecer.

A toda equipe do CIEP 260 José Barbosa Porto e as escolas municipais em Magé, Escola Manoel Francisco da Silveira e Evanir da Silva Gago, onde sou professor de geografia, que sempre me incentivaram e se alegram com minhas conquistas.

Agradeço muito aos professores que avaliaram minha qualificação, os professores André, Kauê e Ana Dalva, os quais me auxiliaram a aprimorar diversos aspectos desta pesquisa.

Agradeço a todos do Laboratório de Geologia Marinha (UFF), aos funcionários e professores do DOT, que me ajudaram a tornar este sonho possível.

Aos meus amigos que tive o prazer de conhecer durante a caminhada. Ao Kidian, que divide comigo a luta de ser professor e pesquisador, ao Thiago, que me auxiliou na etapa de laboratório. Ao Marcus que teve uma contribuição essencial nas análises de polímero. Ao

professor André Luiz e toda sua equipe da UERJ/FFP, um lugar que sempre fui bem-vindo estando sempre de portas abertas para me acolher.

Por fim, gostaria de agradecer aos meus alunos que participaram direta e indiretamente desta etapa em minha vida. Lembro dos incentivos, do orgulho deles em saber que o seu professor também é pesquisador. Tendo ao máximo levar esta chama da pesquisa, da universidade, para o ensino público fundamental e médio. O meu doutorado não servirá se não puder espalhar o meu exemplo entre aquelas centenas de alunos que sou professor todos os anos, não para me vangloriar, mas para apresentar uma possibilidade a estes adolescentes, que pensam que não são capazes, por serem pobres e periféricos. Continuo na luta por uma educação transformadora, emancipatória e crítica.

“Quando a educação não é libertadora, o sonho do oprimido é ser o opressor”.

Paulo Freire

RESUMO

CARVALHO, DIEGO. Avaliação espaço-temporal de microplásticos em praias do leste do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Tese (Doutorado). Departamento de Geologia e Geofísica, Universidade Federal Fluminense, Niterói. 2022.

O litoral brasileiro está cada vez mais ameaçado pela poluição por resíduos sólidos e os detritos plásticos são amplamente reconhecidos como um importante poluente ambiental marinho, e atualmente, uma grande parte destes são encontrados no oceano na forma de microplásticos (<5 mm). Estes que devido às suas propriedades flutuantes e persistentes, tem o potencial para ser amplamente dispersos por meio de processos hidrodinâmicos e correntes oceânicas, além de ser uma preocupação crescente sobre os seus efeitos sobre a saúde ambiental e humana. Este estudo avaliou, por meio de pesquisas de campo, a abundância, composição e distribuição de microplásticos em 27 pontos nas praias da porção leste do Estado do Rio de Janeiro, em uma faixa litorânea delimitada pela Serra da Tiririca, em Maricá – RJ, e a Praia Grande, em Arraial do Cabo – RJ, abrangendo cerca de 100 quilômetros de faixa litorânea, em dois momentos distintos, no inverno (período seco), e no verão (período chuvoso). As concentrações de microplástico variaram de 7 a 708 partículas por m² nas praias, com uma média de 20,8 itens.m² (4,8 itens.kg⁻¹) durante a coleta realizada no verão, e 110,6 itens.m² (17,8 itens.kg⁻¹) durante o inverno. As partículas foram analisadas quanto a sua forma, cor e tipos de polímeros. Os fragmentos, fibras, pellets, filmes plásticos e poliestireno (isopor) totalizaram 3537 partículas, com os fragmentos de microplásticos representando 47,5% do total de detritos detectados, seguido por fibras (24,7%), pellets (18,3%), filmes plásticos (5,6%) e poliestireno (4,2%). Também foi realizada a análise química de 30 polímeros para a identificação, de modo amostral, em que foram identificados os polímeros de polipropileno (PP), polietileno (PE), polietileno de alta densidade (PEAD), polietileno de baixa intensidade (PEBD), poliestireno expandido (EPS) e acrilonitrila butadieno estireno (ABS). Em todos os pontos foram detectados microplásticos, até mesmo em praias de difícil acesso, como a Praia da Sacristia em Maricá, o que indica que a dinâmica costeira interfere diretamente no retrabalhamento e deposição da poluição microplástica. Os resultados mostram a maior ocorrência de microplásticos durante o inverno, com um crescimento de 4,3 vezes quando comparado ao verão. Isto pode ser explicado pelo aumento da velocidade do vento nesse período do ano, além da diminuição da limpeza das praias, já que é um período em que ocorre a diminuição do número de turistas em toda região. As praias com as maiores concentrações destas partículas foram, respectivamente a Prainha, em Saquarema, a Praia Grande, Arraial do Cabo, e a Praia de Jaconé, em Maricá. Todas estas são conhecidas por ter um forte turismo, recebendo milhares de pessoas todos os anos. É evidente o impacto deste tipo de poluição nesta faixa litorânea e o aprofundamento no conhecimento desta problemática poderá impulsionar estudos posteriores nos complexos lagunares que se encontram junto a área de estudo, além de impulsionar medidas de mitigação de danos para a proteção do ecossistema, como a criação de leis antipoluição e políticas de conscientização à sociedade quanto ao uso e descarte de materiais plásticos.

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

ABSTRACT

CARVALHO, DIEGO. Spatio-temporal evaluation of microplastics on beaches in the east of the State of Rio de Janeiro, Brazil. Tese (Doutorado). Departamento de Geologia e Geofísica, Universidade Federal Fluminense, Niterói. 2022.

The Brazilian coast is increasingly threatened by pollution by solid waste and plastic debris is widely recognized as an important marine environmental pollutant, and currently, a large part of these are found in the ocean in the form of microplastics (<5 mm). These that due to their buoyant and persistent properties, have the potential to be widely dispersed through hydrodynamic processes and ocean currents, in addition to being a growing concern about their effects on environmental and human health. This study evaluated, through field research, the abundance, composition and distribution of microplastics in 27 points on the beaches of the eastern portion of the State of Rio de Janeiro, in a coastal strip delimited by Serra da Tiririca, in Maricá - RJ, and Grande Beach, in Arraial do Cabo – RJ, covering about 100 kilometers of coastline, at two different times, in winter (dry season) and in summer (rainy season). Microplastic concentrations ranged from 7 to 708 particles per m² on the beaches, with an average of 20.8 items.m² (4.8 items.kg⁻¹) during the summer collection, and 110.6 items.m² (17.8 items.kg⁻¹) during winter. The particles were analyzed for their shape, color and types of polymers. Fragments, fibers, pellets, plastic films and polystyrene (styrofoam) totaled 3537 particles, with microplastic fragments representing 47.5% of the total detected debris, followed by fibers (24.7%), pellets (18.3%), plastic films (5.6%) and polystyrene (4.2%). A chemical analysis of 30 polymers was also carried out for the identification, in a sample way, in which the polymers of polypropylene (PP), polyethylene (PE), high density polyethylene (HDPE), low intensity polyethylene (LDPE), expanded polystyrene (EPS) and acrylonitrile butadiene styrene (ABS). Microplastics were detected at all points, even on beaches of difficult access, such as Sacristia Beach in Maricá, which indicates that coastal dynamics directly interfere in the reworking and deposition of microplastic pollution. The results show the highest occurrence of microplastics during the winter collection, with a growth of 4.3 times when compared to the summer. This can be explained by the increase in wind speeds in this period of the year, in addition to the decrease in the cleanliness of the beaches, since it is a period in which the number of tourists in the entire region decreases. The beaches with the highest concentrations of these particles were, respectively, Prainha, in Saquarema, Grande Beach, Arraial do Cabo, and Jaconé Beach, in Maricá. All of these are known for having strong tourism, receiving thousands of people every year. The impact of this type of pollution on this coastal strip is evident, and a deeper understanding of this problem could encourage further studies in the lagoon complexes that are located near the study area, in addition to boosting damage mitigation measures for the protection of the ecosystem, such as creation of anti-pollution laws and policies to make society aware of the use and disposal of plastic materials.

Keywords: Microplastics, beaches, marine pollution, polymers, sediments, Rio de Janeiro.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Demanda de plástico por setor na Europa.....	22
Figura 2. Lixo encontrado durante o trabalho de campo do presente estudo em área deserta da Praia de Massambaba.	26
Figura 3. Classificação por tamanho de plástico, exemplos e as principais biotas marinha afetadas.....	27
Figura 4. Principais formas de entrada de microplásticos em ambientes marinhos.	36
Figura 5. Aplicação do modelo Source-Pathway-Receptor no MP	39
Figura 6. Localização da área de estudo.....	43
Figura 7. Regiões do Rio de Janeiro	45
Figura 8. Mapa de uso e cobertura da terra.	46
Figura 9. Mapa de Dimensões de Vulnerabilidades Costeiras entre Maricá e Arraial do Cabo.	47
Figura 10. Altura (metros) da feição na pós-praia, das ondas de tempestade (quadrante sul) e declividade (graus) da ante-praia até 10 metros de profundidade.	48
Figura 11. Os três arcos praias da área de estudo.....	49
Figura 12 - Mapeamento dos compartimentos morfológicos e usos do arco praial Jaconé-Squarema.....	51
Figura 13. Vista aérea do Sistema Lagunar Maricá-Guarapina e o seu entorno.....	55
Figura 14. Localização do Parque Estadual da Serra da Tiririca.....	56
Figura 15. Localização do Parque Estadual da Serra da Tiririca.....	56
Figura 16. Área de Proteção Ambiental de Massambaba.....	57
Figura 17. Área de estudo com os locais de amostragem.....	58
Figura 18. Marcação de 1m ² na linha de maré alta em praia analisada.	61
Figura 19. Filtragem utilizando a bomba a vácuo.	63
Figura 20. Estereomicroscópio do modelo Zeiss STEMI 2000 C utilizado durante todo o processo de pesquisa.....	64
Figura 21. Fotografia tirada de amostra com o auxílio do estereomicroscópio binocular.....	64
Figura 22. Fluxograma de classificação dos microplásticos e suas respectivas classes e cores.	65
Figura 23. Espectrômetro Nicolet iS50 FTIR utilizado na pesquisa.....	66
Figura 24. Análise química do microplástico selecionado.	67
Figura 25. Tipos de MP detectados durante o campo realizado no verão.....	68
Figura 26. Percentual das formas de MP em cada ponto de coleta do campo do verão.....	69
Figura 27. Tipos de MP detectados durante o campo realizado no inverno.....	69
Figura 28. Percentual das formas de MP em cada ponto de coleta do campo do verão.....	70
Figura 29. Representações dos MP da categoria fragmento detectados durante a análise morfológica.	71
Figura 30. Representações dos MP da categoria fibra detectados durante a análise morfológica.	72
Figura 31. Pellets detectados na amostra do ponto 15, na Prainha – Squarema – durante a estação do inverno.....	74
Figura 32. Representações dos MP da categoria pellet detectados durante a análise morfológica.	75
Figura 33. Representações dos MP da categoria filme detectados durante a análise morfológica.	76

Figura 34. Representações dos MPs da categoria poliestireno detectados durante a análise morfológica.	78
Figura 35. Porcentagem em relação a coloração dos MP identificados durante o campo do verão.....	79
Figura 36. Porcentagem em relação a coloração dos MP identificados durante o campo do inverno.....	80
Figura 37. Fibras coletadas durante o presente estudo que apresentam descoloração.	81
Figura 38. Gráfico com os tipos de polímeros detectados nas amostras de MP selecionadas.	84
Figura 39. Espectro de infravermelho do polímero polipropileno (PP) com amostragem ATR para a amostra de fibra.	85
Figura 40. Espectro de infravermelho do polímero polietileno de alta densidade (PEAD) com amostragem ATR para a amostra de pellet amarelo.	86
Figura 41. Espectro de infravermelho do polímero polietileno de baixa densidade (PEBD) com amostragem ATR para a amostra de fibra azul.....	87
Figura 42. Espectro de infravermelho do polímero polietileno + silicato (areia) + matéria orgânica da amostra pellet branco.	87
Figura 43. Espectro de infravermelho do polímero poliestireno expandido (EPS) com amostragem ATR para a amostra Isopor.	88
Figura 44. Espectro de infravermelho do polímero acrilonitrila butadieno estireno (ABS) com amostragem ATR para a amostra de fibra.	89
Figura 45. Mapa com os pontos de coleta e os microplásticos coletados (itens.m ²) durante primeiro campo realizado no verão.....	94
Figura 46. Mapa com os pontos de coleta e os microplásticos coletados (itens.m ²) durante segundo campo realizado no inverno.	98
Figura 47. Concentração média de MP (itens.m ²) nos arcos praias durante o inverno e verão.	106
Figura 48. Concentração média de MP (itens.kg ⁻¹) nos arcos praias durante o inverno e verão.....	107
Figura 49. Quantidade de MP por m ² nos pontos coletados do arco praial de Maricá durante o verão e inverno.	108
Figura 50. Quantidade de MP por Kg nos pontos coletados do arco praial de Maricá durante o verão e inverno.	109
Figura 51. Quantidade de MP por m ² nos pontos coletados do arco praial de Jaconé-Saquarema durante o verão e inverno.	111
Figura 52. Quantidade de MP por Kg nos pontos coletados do arco praial de Jaconé-Saquarema durante o verão e inverno.	112
Figura 53. Quantidade de MP por m ² nos pontos coletados do arco praial de Massambaba durante o verão e inverno.	114
Figura 54. Quantidade de MP por Kg nos pontos coletados do arco praial de Massambaba durante o verão e inverno.	116

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais polímeros e suas aplicações.	24
Tabela 2. Fontes e caminhos de entrada de MP no meio ambiente.	29
Tabela 3: Lista de compostos aditivos usados para fazer plásticos adequados para uma finalidade.	40
Tabela 4: Pigmentos e corantes empregados na coloração de plásticos.	41
Tabela 5: Os pontos de coleta com suas localizações.	59
Tabela 6: Dados de dia, precipitação e hora de cada campanha.	60
Tabela 7: Análise química das amostras selecionadas e o seu tipo de polímero.	82
Tabela 8: Total de MP detectados nas amostras do campo realizado no verão.	90
Tabela 9: Peso da amostra, total de MP e os itens.kg ⁻¹ do campo realizado no verão.	91
Tabela 10: Total de MP detectados nas amostras do campo realizado no inverno.	95
Tabela 11: Peso da amostra, total de MP e os itens.kg ⁻¹ do campo realizado no inverno.	96
Tabela 12: Tabela comparativa entre o total de MP coletado nos dois campos realizados no verão e no inverno.	99
Tabela 13: Tabela comparativa entre os itens.kg ⁻¹ coletados nos dois campos realizados no verão e no inverno.	101
Tabela 14: Concentração de microplásticos em algumas praias do mundo e métodos de amostragem de sedimentos superficiais	104

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

Abiplast	Associação Brasileira da Indústria do Plástico
AC	Acetato de celulose
ANA	Agência Nacional de Águas
APA	Área de Proteção Ambiental
AW	Clima tropical, com inverno seco.
ATR	Refletância Total Atenuada
BR	Borracha de butadieno
CEPERJ	Centro Estadual de Estatísticas Pesquisas do Rio de Janeiro
CIDE	Centro de Informações e Dados do Rio de Janeiro
CILSJ	Consórcio Intermunicipal Lagos São João
COMPERJ	Complexo Petroquímico do Rio de Janeiro
DDT	Dicloro-Difenil-Tricloroetano
EMATER	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Rio de Janeiro
EPS	Poliestireno expandido
FTIR-ATR	Infravermelho com transformada de Fourier em modo de reflectância total atenuada
GESAMP	Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection
GPS	Global Positioning System
HCHs	Hexaclorociclohexanos
HDPE	Polietileno de alta densidade
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
LDPE	Polietileno de baixa densidade
MARPOL	Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios
MP	Microplástico
NOAA	Administração Nacional Oceânica e Atmosférica
PA	Poliamidas
PAHs	Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos
PBT	Polietileno tereftalato
PC	Policarbonatos
PCBs	Bifenilos policlorados
PE	Polietileno
PLAMINAP	Plano de Manejo integrado das Áreas Naturais Protegidas
POM	Polioximetileno
PMMA	Polimetilmetacrilato
PP	Polipropileno
PET	Politereftalato de Etileno

OS	Poliestireno
PTFE	Politetrafluoretileno
PU	Poliuretano
PUR	Poliuretano rígido
PVC	Cloreto de polivinil
POPs	Poluentes orgânicos persistentes
RJ	Rio de Janeiro
SEBRAE	Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas
SRB	Borracha de estireno-butadieno
SW	Sudoeste
TUrisRIO	Companhia de Turismo do Estado do Rio de Janeiro
UFF	Universidade Federal Fluminense
UV	Ultra Violeta

Sumário

1 - INTRODUÇÃO	17
2 - OBJETIVOS	20
2.1 - Objetivo geral.....	20
2.2 - Objetivos específicos	20
3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
3.1 – O plástico	21
3.2 – Lixo marinho	25
3.3 – Microplástico	27
3.3.1 – Microplástico primário.....	30
3.3.2 – Microplástico secundário	32
3.3 – Microplástico em ambientes costeiros	34
3.4 – Microplásticos e seus impactos a biota.....	37
3.5. Toxidade dos microplásticos.....	39
4 – ÁREA DE ESTUDO	43
4.1 – Localização e caracterização regional	43
4.2 – Aspectos físicos	46
4.2.1 – Arco praial de Maricá	49
4.2.2 – Arco praial Jaconé-Saquarema	50
4.2.3 – Arco praial de Massambaba	52
4.3 – Quadro socioeconômico e ambiental.....	53
5 – MATERIAIS E MÉTODOS	58
5.1 – Coleta dos sedimentos praias	60
5.2 – Processamento das amostras	62
5.2 – Quantificação e análise morfológica.....	63
5.3 – Tratamento dos dados	65
5.4 – Análise química	66
6 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
6.1 – Análise qualitativa	68
6.1.1 – Análise dos microplásticos por forma.....	68
6.1.2 – Análise dos microplásticos por cores.....	78
6.2 – Identificação dos polímeros por espectroscopia de absorção no infravermelho médio... 81	
6.3 – Análise quantitativa	90
6.3.1 – Coleta realizada durante o verão.....	90
6.3.2 – Coleta realizada durante o inverno	95

6.4	– Comparação dos resultados obtidos entre os arcos praias	106
6.4.1	– Arco praial de Maricá	107
6.4.2	– Arco praial de Jaconé-Saquarema.....	110
6.4.3	– Arco praial de Massambaba	113
7	– CONSIDERAÇÕES FINAIS	117
8	- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	119

1 - INTRODUÇÃO

Na atual sociedade, os plásticos possuem um papel fundamental. Eles são utilizados na fabricação de diversos itens úteis para as atividades humanas (Andrady e Neal, 2009), como habitação, saúde, embalagens, roupas, ciência, tecnologia e entretenimento. Em 2020, a produção de plástico chegou à marca de 368 milhões de toneladas (Plastics Europe, 2021).

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, 2020).

Os plásticos são muito resistentes e possuem alta durabilidade. No meio ambiente não se degrada, mas se fragmenta em tamanhos menores que permanecem no ambiente. Essa fragmentação ocorre devido à exposição à radiação UV e à abrasão; nos oceanos esse processo é intensificado devido à ação das ondas, que deixa o plástico mais quebradiço (Barnes *et al.*, 2009).

Apesar de todos os benefícios, o plástico possui um sério problema que é o seu descarte. Este problema trouxe à tona a questão do aumento da produção de resíduos sólidos, não somente pela quantidade, mas principalmente, pelos vários ecossistemas que vêm sendo impactados, principalmente o marinho. Devido ao aumento da produção e consumo, o plástico é agora o tipo de poluente mais comum e persistente em oceanos e praias por todo o mundo (Moore, 2008), entre 60% e 80% dos detritos antropogênicos encontrados nos mares é composta de material plástico (Derraik, 2002; Vegtner *et al.*, 2014).

Além disso, a presença do plástico no oceano está relacionada 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, sendo ele reconhecido como um poluente emergente, causando um aumento da preocupação da comunidade global a respeito de tal assunto (Srikanth *et al.*, 2019). Arthur *et al.* (2009) definiu os microplásticos são micropartículas de plástico na faixa de tamanho <5 mm. Essa definição foi proposta em 2009 pela *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) e, desde então, a maioria das publicações tem adotado como referência, os fragmentos de plástico vêm sendo categorizados também por sua origem, forma e tipo de polímero (Hartmann *et al.*, 2019).

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). Devido às suas propriedades flutuantes e persistentes, os microplásticos tem o potencial para ser amplamente dispersos por meio de processos hidrodinâmicos e correntes oceânicas, e sendo a praia um ambiente de deposição de sedimentos, torna-se um local de grande impacto por este tipo de poluente.

No Brasil, os estudos sobre poluição por microplásticos em ambientes costeiros são recentes, e até inexistentes em determinadas áreas, e, portanto, a real extensão deste problema ainda é desconhecida. De forma a preencher esta lacuna, o presente estudo realizou a avaliação temporal e espacial da poluição por microplásticos em praias arenosas da costa do Estado do Rio de Janeiro, sendo escolhidas as praias do litoral leste do Estado do Rio de Janeiro, localizadas entre municípios de Maricá e Arraial do Cabo, em uma porção de aproximadamente 100 quilômetros de faixa litorânea, em dois momentos distintos, no inverno (período seco), e no verão (período chuvoso). Ao todo foram 27 pontos de coleta na faixa litorânea de quatro municípios do Estado do Rio de Janeiro: Maricá, Saquarema, Araruama e Arraial do Cabo. O espaçamento médio entre os pontos de coleta foi de 5 quilômetros, na tentativa de obter um resultado com maior nível de detalhamento.

A escolha deste segmento do litoral para a realização da presente pesquisa levou em consideração a relevância de aspectos como turismo, recreação, transporte marítimo e pesca,

além da existência de praias em áreas de proteção ambiental e do elevado crescimento demográfico ocorrido nos últimos anos. O acúmulo de microplásticos nessas praias, além de trazer inúmeras perdas ambientais, ainda pode representar prejuízos econômicos e de saúde pública. Outro ponto determinante é a existência de outros estudos em áreas próximas que já apresentaram elevadas quantidades de microplástico em seus resultados, como apresentou o estudo na Baía de Guanabara (Carvalho e Baptista Neto, 2016) e entre Macaé e Búzios (Vicente, 2018). 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 da proximidade com a Baía de Guanabara na quantidade de microplásticos nas praias mais próximas; (iii) influência dos usos das praias na distribuição dos microplásticos.

2 - OBJETIVOS

2.1 - Objetivo geral

O objetivo dessa pesquisa consiste na avaliação temporal e espacial da poluição por microplásticos em praias arenosas da costa do Estado do Rio de Janeiro, entre os municípios de Maricá e Arraial do Cabo.

2.2 - Objetivos específicos

- Caracterizar os microplásticos e sua distribuição em diferentes condições morfodinâmicas;
- Avaliar as concentrações de microplástico entre os dois períodos de coleta (verão e inverno);
- Analisar qualitativamente o material plástico polimérico de acordo com as principais categorias de microplástico através da análise química dos polímeros;
- Determinar a importância de fatores ambientais na dinâmica de microplásticos em ambientes costeiros;

3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 – O plástico

Os últimos anos ficaram marcados pelo expressivo aumento em escala mundial no consumo de plástico. Muito deste crescimento se deve a pandemia de Covid-19, por conta da nossa mudança de comportamento e hábito levou ao maior contato com todos os tipos de plástico. Desde o pedido de *delivery*, a compra em supermercado ou até no uso de máscaras descartáveis, o plástico está cada vez mais presente em nossas vidas (Syberg *et al.*, 2022)

Atualmente 40% da produção de plástico é para uso único (Waring *et al.*, 2018). O uso indevido e o descarte inadequado fazem com que resíduos de plástico sejam encontrados em diferentes ambientes, principalmente em ambientes marinhos (Lebreton *et al.*, 2018). Estima-se que até 2025, cerca de 250 milhões de toneladas de resíduos plásticos entrarão no oceano (Syberg *et al.*, 2022).

O Plástico é um material sintético derivado da polimerização de monômeros provenientes majoritariamente de combustíveis fósseis. Desde sua criação, em 1907, incontáveis métodos de fabricação foram criados e otimizados (Frias e Nash, 2019; Cole *et al.*, 2011). Eles possuem um papel fundamental na sociedade moderna, pois são utilizados na fabricação de diversos itens úteis para as atividades humanas (Andrady e Neal, 2009), como habitação, saúde, embalagens, roupas, ciência, tecnologia e entretenimento.

Dessa maneira a utilização do plástico traz diversos benefícios para a humanidade (Andrady e Neal, 2009), pois é versátil, leve, forte e é ideal para uma variedade de aplicações. Além de ser baixo custo, o plástico é uma excelente barreira de oxigênio/umidade e peso leve o que torna uma excelente embalagem de materiais, com uma ampla gama de usos, 40% da produção sendo de uso único (Waring *et al.*, 2018).

Segundo a Plastics Europe (2020), a produção mundial de plástico em 2019 foi de aproximadamente 368 milhões de toneladas, sendo uma considerável quantidade desta utilizada para fins descartáveis, como por exemplo embalagens, que possuem um tempo de vida útil relativamente curto (Figura 1).

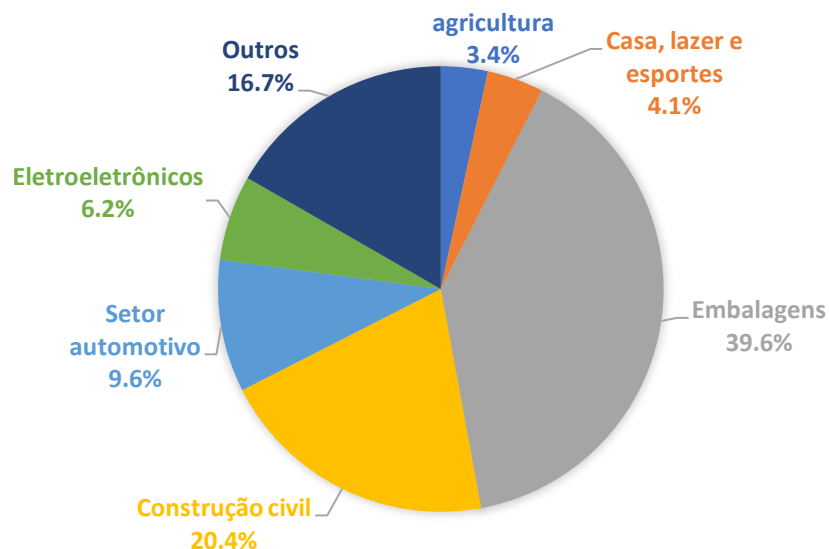


Figura 1. Demanda de plástico por setor na Europa

Fonte: Adaptado de Plastics Europe 2020.

Atualmente o Brasil é o 4º maior gerador de resíduos plásticos do planeta, das 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos produzidas por ano, 13,5% são de plástico. São mais de 11,3 milhões de toneladas de plástico por ano (Pesquisa Fapesp, 2019).

As fontes de produção do plástico são diversas, sendo alguma delas de origem fóssil, como o petróleo, ou ainda de renováveis (ex.: cana-de-açúcar, óleo vegetal, etc.), sendo a grande maioria dos monômeros mais usados para produção, acabam gerando plásticos não-biodegradáveis (Law, 2017; Plastic Europe, 2020; Marinho, 2021).

O petróleo é a fonte mais importantes na produção de plástico. De origem fóssil, a partir dele se obtém a nafta e outras frações através da destilação fracionada do óleo cru. A nafta depois de separada passa por um processo de craqueamento térmico (pirólise a aproximadamente 800 °C e catálise) para se obter diversas moléculas saturadas e insaturadas (por exemplo, etileno, propileno, butadieno, etc) que são separadas e utilizadas para produção dos seus respectivos polímeros (Canevarolo Jr., 2006).

Devido a estes fatores ocorreu o aumento expressivo de produção se estabeleceu ao redor do mundo, por conta da alta demanda da sociedade, ocasionando numa produção de 8,9 bilhões de toneladas de plástico desde o seu surgimento até 2016, sendo 2/3 resultando em lixo e os outros 1/3 ainda em uso. (Pesquisa Fapesp, 2019).

De acordo com Andrady (2017), os cinco tipos de plásticos mais utilizados são: polietileno de baixa e alta densidade (PE), polipropileno (PP), cloreto de polivinil (PVC), poliestireno (PS) e politereftalato de etileno (PET). Eles também são classificados como “termoplásticos”, que é o material polimérico moldado quando submetido a um aumento substancial de temperatura e pressão devido a sua capacidade de amolecer e fluir, e quando resfriado se solidifica assumindo a forma do molde. Juntos, estes representam cerca de 90% da produção mundial de plástico.

Um exemplo de termoplásticos são as fibras. Elas são orientadas a um sentido longitudinal, que satisfazem a razão entre comprimento e diâmetro serem superior a 100, sendo possível de serem usados na forma de fios finos. Exemplos de fibras são poliácridonitrila (PAN) e nylon (Canevarolo Jr., 2006).

No ano de 2019, o polipropileno (PP) foi o polímero mais consumido com cerca de 21,0% do consumo nacional. Em segundo lugar, o PVC acompanha o grande consumo do setor da construção civil com 13,6%. O polietileno (PE) ganha destaque nas suas mais variadas formas. O polietileno de alta densidade (HDPE) e o polietileno linear de baixa densidade (LDPE) vêm em seguida com 12,7% e 11,8%, respectivamente (Abiplast, 2019).

Dessa forma, os plásticos têm diversas aplicações nos mais variados setores como agricultura, horticultura, produtos cosméticos, tintas, revestimentos, detergentes, produtos de manutenção, aplicações médicas e farmacêuticas. Com isso, diversas inovações são possíveis com o uso plástico que tem contribuído diretamente com avanços tecnológicos (GESAMP, 2019). Aqueles com ciclo longo de vida (acima de 5 anos) são os mais utilizados por setores consumidores, sendo responsáveis por 49,0% de todo o consumo nacional em 2017. Já os plásticos com ciclo médio de vida (entre 1 e 5 anos), o setor de artigos de comércio em atacado e varejo ocupa a primeira posição dos consumidores representando cerca 8,1% do consumo. Os que possuem um ciclo curto de vida (até 1 ano), o setor de alimentos é o de maior destaque, com 20,3% de todo o consumo nacional (Marinho, 2021; Abiplast, 2019). Outros setores também são representativos e completam o restante dos consumos como: automóveis e autopeças (8,6%), bebidas (6,1%), produtos de metal (5,6%), máquinas e equipamentos (5,2%), móveis (4,6%), perfumaria, higiene e limpeza (3,3%), agricultura (3,1%), papel, celulose e impressão (3,0%), químicos (2,7%), descartáveis (2,5%), eletrônicos (1,8%), têxteis e vestuários (1,0%), farmacêutico (0,9%) e outros equipamentos e transportes (0,6%) (Abiplast, 2019).

Para a aplicação na sociedade e nas indústrias uma gama de materiais poliméricos é utilizada. A Tabela 1 mostra alguns dos principais polímeros utilizados e suas principais aplicações.

Tabela 1: Principais polímeros e suas aplicações.

Fonte: Adaptado de Abiplast, 2019.

Polímero	Aplicações
Poliétileno de baixa densidade – LDPE	Embalagens flexíveis para alimentos e brinquedos
Poliétileno de alta densidade - HDPE	Embalagens de produtos de limpeza e produtos químicos.
Polipropileno – PP	Autopeças, material hospitalar, frascos e utilidades domésticas.
Poliestireno Cristal	Copos, pratos e talheres descartáveis, brinquedos e produtos para escritório.
Poliestireno Expandido – EPS (Isopor®)	Embalagens para alimentos, em lajes e isolamento acústico/térmico para construção civil e em boias.
Poliestireno Alto Impacto – PSAI (HIPS)	Produtos descartáveis, brinquedos, autopeças e eletroeletrônicos.
Policloreto de Vinila – PVC	Embalagens de alimentos, cosméticos e medicamentos; em mangueiras em geral; na construção civil em tubos e conexões, em conduítes, em recobrimento de fios e cabos, em forração, em revestimento de pisos, em esquadrias e janelas;
Poliétileno tereftalato – PET	Filamentos (fios para tecelagem), fitas magnéticas, filmes para radiografias, laminados para impressão, embalagens para cozimento de alimentos, garrafas para bebidas carbonatadas, frascos para alimentos, cosméticos e produtos de limpeza.
Polibuteno tereftalato – PBT	Indústrias automobilística, eletroeletrônica e de eletrodomésticos.
Poliamidas – PA	Indústria alimentícia, automobilística, eletroeletrônica, têxtil, eletrodomésticos, química
Policarbonatos – PC	Indústrias eletroeletrônica, automobilística, médica e hospitalar, aérea (janelas de avião, luzes de posição) e lentes de semáforos.
Polioximetilenos (Poliacetais) – POM	Engrenagens, peças de cintos de segurança, fieiras para extrusão de macarrão, carcaças de isqueiros e bombas de gasolina.

Acetato de celulose - Ac Filmes, fibras têxteis, aros de óculos e filtro de cigarro.

3.2 – Lixo marinho

O consumo colossal deste material barato e lentamente biodegradável tem levado a uma consequência inevitável – a crescente poluição do meio ambiente por plásticos. Hoje, detritos de plástico são observados em todos os ambientes do planeta (Barnes *et al.* 2009, Thompson *et al.* 2009), principalmente o ambiente marinho (Barnes *et al.* 2009, Thompson *et al.* 2009), sendo reconhecida a poluição por restos de plástico como uma das maiores ameaças aos ecossistemas marinhos em todo o planeta nas últimas décadas, onde são estão expostos a alta pressão antrópica (Galgani *et al.*, 2015; Andrady e Neal, 2009) desde o litoral até o mar profundo (Galgani *et al.*, 2015; Lebreton *et al.*, 2018).

A grande contaminação por plástico é, em sua maior parte, destinada a embalagens, sendo produzidos cerca de 300 milhões de toneladas em 2013 e 320 milhões de toneladas em 2016, e estimando-se que entre 5 e 16 milhões vazam para os oceanos em todo o mundo (Silva *et al.*, 2018; Toussaint *et al.*, 2019). Estima-se que entre 1,15 a 2,41 milhões de toneladas de plástico sejam transportados dos rios para os mares a cada ano e existe a tendência de que esse número aumente, já que representam apenas 0,38% e 0,80%, respectivamente, do total de plástico que é produzido por ano desde 2014 (Lebreton *et al.*, 2018). De acordo com as tendências atuais, aproximadamente 12 bilhões de toneladas de resíduos plásticos serão gerados até 2050 (Ding *et al.*, 2021).

Segundo Srikanth *et al.* (2019), dentre o total de todo lixo encontrado em ambientes aquáticos ao redor do mundo, cerca de 60% a 80% são originados de resíduos plásticos. Tais poluentes chegam a esses ambientes, em sua grande maioria, provenientes de fontes terrestres, enquanto que cerca de 18% está associado à indústria pesqueira (Srikanth *et al.*, 2019). As fontes de poluição de plástico marinho podem ser classificadas em quatro grandes grupos (Allsopp *et al.*, 2006):

- Detritos relacionados ao turismo na costa: isto inclui lixo deixado pelos frequentadores da praia tais como alimentos e embalagens de bebidas, cigarros e brinquedos de praia de plástico.

- Detritos relacionados com os esgotos: isso inclui a água de bueiros e esgoto que, em diversos casos, são despejados sem tratamento diretamente no mar ou rios. Estas águas residuais carregam os lixo das ruas, em sua grande parte formado por plásticos.

- Detritos relacionados a pesca: isso inclui linhas e redes de pesca, boias e cintas plásticas que são perdidas acidentalmente pela pesca comercial ou são deliberadamente despejados no oceano. Toda frota mundial de pesca utiliza produto feitos de plástico;

- Resíduos de navios e barcos: isso inclui o lixo que é acidental ou deliberadamente despejados no mar.

O Brasil apresenta uma população costeira de 50,7 milhões de habitantes, de acordo com o Censo 2010, o que impacta diretamente no aumento de lixo nos ambientes marinhos já que cerca de 1,03 Kg de lixo por pessoa são gerados diariamente. Destes aproximadamente 16% são lixo plástico, o que ocasiona num aporte nos ambientes marinhos de 0,08 – 0,21 toneladas de detritos plásticos por ano (Jambeck *et al.*, 2015).

Atualmente de 70 a 190 mil toneladas de lixo despejadas por ano no mar brasileiro pela população que vive na costa (Atlas do Plástico, 2020), um problema para a fauna e flora marinha, para a saúde das pessoas, comunidades tradicionais e o turismo (Figura 2). Somente na Baía de Guanabara, no Estado do Rio de Janeiro, 90 toneladas de lixo diárias são despejadas, segundo o relatório de 2014 da Abrelpe – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (Atlas do Plástico, 2020).



Figura 2. Lixo encontrado durante o trabalho de campo do presente estudo em área deserta da Praia de Massambaba.

3.3 – Microplástico

O termo "microplástico" foi definido de forma diferente por vários pesquisadores. Gregory & Andrady (2003) definiu microplástico como as partículas quase não visíveis (0,06 a 0,5 mm de diâmetro), enquanto que partículas maiores do que isso foram chamados mesoplásticos. Thompson *et al.* (2004), utilizou o termo "microplástico" para descrever a presença e acumulação de elementos plásticos de tamanho microscópico em sedimentos e coluna d'água de ambientes marinhos na Europa. Arthur *et al.* (2009) também definiu as micropartículas estando na faixa de tamanho <5 mm. O conjunto de especialistas "Joint Group of Experts on The Scientific Aspects of Marine Environmental Protection" (GESAMP) definem o microplástico como sendo qualquer detrito plástico menor do que 5 mm em diâmetro, as quais estão incluídas as partículas de tamanho nano (GESAMP, 2019).

Em relação ao tamanho, segundo Frias e Nash (2019), ainda não há um consenso a respeito de valores máximos e mínimos, embora a definição mais utilizada é a proposta por Arthur *et al.* (2009). Portanto, utilizando da classificação adotada pela maioria dos autores, define-se como microplástico (MP), os polímeros de plástico com tamanho inferior a 5 mm (<5 mm) (ALOMAR *et al.*, 2016). Já Galgani *et al.* (2013) classificou nanoplástico com tamanho inferior a 1 µm, mas sua definição é principalmente caracterizada por seu tamanho utilizando prefixos como nano, micro, meso, macro e mega como mostra a Figura 3 (Frias e Nash, 2019, Marinho, 2021). Esta caracterização por diferentes classes de tamanho sugere a aplicação de uma similaridade entre as classes causadas tanto pelo seu comportamento ambiental, quanto por seu dano ao meio ambiente (Marinho, 2021).

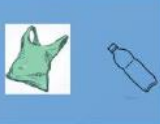
Classificação por tamanho de plástico					
Tamanho	<1µm		5mm	2.5cm	>1m
Classificação	Nano	Micro	Meso	Macro	Mega
Exemplos de lixo plástico					
Tipo de biota marinha mais afetada					

Figura 3. Classificação por tamanho de plástico, exemplos e as principais biotas marinha afetadas

Fonte: Marinho, 2021.

Os microplásticos (MP) encontrados no meio ambiente representam um grupo bastante heterogêneo, apresentando variações quanto seu tamanho, forma, composição química e fonte (Sighicelli *et al.*, 2018). Os tipos mais comuns de MP registrados na literatura mundial são pellets, fragmentos e fibras, existindo também películas, cordas, filamentos, esponjas, isopor, borracha e microesferas, em ordem decrescente, porém também importantes contribuidores para a poluição por microplástico. Deve-se atentar para o fato de que diferentes países utilizam diferentes terminologias de classificação para o mesmo detrito ou tipo de plástico (Frias e Nash, 2019).

Alguns dos termos mais frequentes de forma dos microplásticos são esferas, grânulos, pellets, espumas, fibras, fragmentos, filmes e flocos, onde os três primeiros (esferas, grânulos, pellets) são frequentemente usados como sinônimos. Além disso, os termos “grânulos” e “pellets” indicam a origem das partículas, como microesferas em cosméticos e pelotas de pré-produção usadas na fabricação de plástico. Se no procedimento experimental a origem da partícula específica puder de fato ser elucidada, estes termos teriam uma terminologia apropriada. No entanto, termos mais neutros como “esferas” podem ser utilizados sem que haja confusão na definição de microplástico primário e secundário já que se torna um desafio definir a origem do material (Dioses-Salinas *et al.*, 2020; Hartmann *et al.*, 2019).

Estes resíduos plásticos também podem ser categorizados de acordo com a cor. Isto é útil para identificar fontes potenciais, pois, tal como acontece com a forma, a cor de um objeto não pode ser facilmente usada para deduzir a origem. É importante ressaltar que as informações sobre as cores podem ser distorcidas, pois as cores mais brilhantes são detectadas mais facilmente durante a inspeção visual. Em contraste, partículas escuras, transparentes ou translúcidas podem estar subrepresentadas (Marinho, 2021). Embora não consideremos a cor crucial em uma estrutura de categorização, pode fazer sentido incluir a cor como um descritor adicional. Este pode ser o caso em um contexto biológico, onde dependendo das preferências alimentares de um organismo, alguns objetos de plástico colorido podem ser mais ou menos propensos a serem confundidos com comida (Hartmann *et al.*, 2019).

Neste estudo definiremos fontes como o local, produto ou ação que gera MP. Uma vez que nem todos os MP produzidos acabam no ambiente, os caminhos de entrada das fontes individuais também são considerados nesta seção. Os caminhos de entrada são, portanto, definidos como o caminho das partículas desde a origem até o ambiente.

Baseado em sua origem, os MP são classificados em duas categorias, sendo estas: primário e secundário (Alomar *et al.*, 2016; Cole *et al.*, 2011). Cole *et al.* (2011) definiu que MP primários já são produzidos em dimensões menores que 5m e MP secundários são originados no meio ambiente a partir da degradação de plásticos maiores.

Waldschlager *et al.* (2020) apresenta uma visão geral das fontes, meios de entrada e o tipo de entrada do MP no ambiente (Tabela 2).

Tabela 2. Fontes e caminhos de entrada de MP no meio ambiente.

Fonte: adaptado de Waldschlager *et al.* (2020).

Fontes	Meios de entrada	Tipo de MP	Tipo de entrada
Produção de plásticos industriais	Deriva/escoamento superficial / perda	Primário	Pontual/difusa
Produtos de higiene pessoal	Águas residuais / esgoto	Primário	Pontual/difusa
Fibras sintéticas	Águas residuais / esgoto	Secundário	Pontual/difusa
Aterros	Deriva / escoamento superficial	Secundário	Difusa
Construção	Deriva / escoamento superficial	Secundário	Difusa
Aplicações especiais	Deriva / escoamento superficial	Primário / secundário	Difusa
Descarte irregular de resíduos	Deriva / escoamento superficial	Secundário	Difusa
Abrasão de pneu	Escoamento superficial	Secundário	Difusa
Quadra esportiva	Deriva / escoamento superficial / perda	Secundário	Difusa
Portos, pesca e transporte	Deriva / perda	Secundário	Difusa

3.3.1 – Microplástico primário

As fontes primárias de microplástico são aquelas que entendemos como a adição de um novo material plástico de tamanho micro ao meio ambiente (Andrady, 2015). Segundo Sundt *et al.* (2014), as principais fontes microplástico são aqueles onde eles são: intencionalmente produzidas e usadas como tal; um subproduto de outros produtos ou atividades; despejados no ambiente por acidentes ou derrame não intencional.

A introdução direta dos microplásticos no ambiente marinho ocorre de diversas formas. MP é usado em produtos de higiene pessoal e cosméticos como silicones, polímeros funcionalizados, agentes hidrofílicos e formadores de filme. Contribuem para uma textura sedosa, melhoram a estabilidade dos produtos e encapsulam os princípios ativos. Os peelings de pele, por exemplo, usam partículas de plástico na faixa de tamanho de 420 µm (Maynard, 2006). Essas partículas não são apenas redondas, mas também desfiadas irregularmente, elípticas e semelhantes a fios e substituídas por produtos naturais como pedra-pomes, cascas de nozes e carvão ativado (Napper *et al.*, 2015). As chamadas microesferas podem consistir em todas as principais classes de plásticos, como PE, PP, PET, PA, PTFE, PMMA, PS, PUR e copolímeros. As partículas são descarregadas diretamente após a aplicação (pasta de dente, gel de banho, peeling) no ralo e, portanto, no sistema de esgoto (Waldschlager *et al.*, 2020).

Logo, isto torna-se uma questão emergente pois o seu uso é crescente em todo o Mundo, além disso temos a utilização de microplásticos na limpeza industrial de navios e aeronaves. Estes microplásticos tendem a não ser filtrados durante o tratamento de esgoto e são lançados diretamente em rios, lagos e oceano. Vários estudos analisaram os tipos de partículas presentes nestes produtos (Napper *et al.*, 2015; Fendall *et al.*, 2009). Castañeda *et al.* (2014) em estudo realizado no Rio São Lourenço, no Canadá, detectou-se este tipo de poluente neste efluente.

Além da utilização dos microplásticos em produtos de consumo, diversas fontes difusas liberam o material para o meio ambiente. Isto ocorre no processo de jateamento abrasivo para a limpeza de superfícies metálicas feito por indústrias e até por oficinas, onde o microplástico é considerado uma alternativa para o esmerilhamento de diversos produtos, pois os grânulos de plástico não danificam a superfície jateada (Miles *et al.*, 2002).

Outro processo que ocorre a liberação de microplásticos é a sua utilização na indústria naval. Em diversos estudos por todo o planeta identificaram elevadas concentrações de

microplásticos em proximidades de locais onde realiza-se atividade de manutenção de navios, como estaleiros e marinas. Também identificaram que os tipos de plástico detectados nestes pontos são encontrados em tintas marítimas, e com as mesmas cores, ou seja, estes locais podem ser considerados como fontes de microplásticos para o meio ambiente marinho (Song *et al.*, 2014; Thompson *et al.*, 2004; Vianello *et al.*, 2013; Frias *et al.*, 2014).

Entre as fontes primárias de microplástico no ambiente marinho, um tipo comum que a cada dia a sua presença torna-se mais comum são os pellets. Também conhecida como nibs, os pellets são grânulos de resina virgem que possuem até 5 mm de diâmetro (Ng e Obbard, 2006; Barnes *et al.*, 2009). Estas esférulas de plástico são um componente comum de detritos, que durante o seu manuseio e transporte, são comumente perdidas no ambiente (Ogata *et al.*, 2009), onde são transportadas pelos rios ou drenagem de águas pluviais, ou ainda diretamente derramados no mar (Andrady, 2011), acumulando-se principalmente em praias e zonas de convergência oceânica. No ambiente, os pellets podem permanecer flutuando por longos períodos ou vão se acumular em praias arenosas causando impactos ambientais, econômicos e estéticos (Cole *et al.*, 2011).

Estas esférulas são matérias-primas para a manufatura de produtos plásticos moldados. Elas são comercializadas e levadas em grandes quantidades ao ambiente marinho, devido a perdas nas etapas de produção, transporte e/ou transformação em bens de consumo, pelos rios ou drenagem de águas pluviais, ou ainda diretamente derramados no mar (Andrady, 2011). Existem milhares de indústrias transformadoras de plásticos em todo o mundo que usam esses grânulos em sua produção. Além disso, milhões de pequenas usinas de reciclagem estão produzindo pellets a partir de outros plásticos (Sundt *et al.*, 2014), o que intensifica este problema por todo o planeta.

De acordo com o relatório do *The Global Plastics Associations* (2018) esta perda de pellets durante a sua produção, estocagem e transporte ainda é uma fonte significativa de partículas plásticas. Muitos plásticos são vendidos em forma de pellets e estes são enviados através de vários meios (em grandes sacos, caixas, caminhões, vagões, barcaças) para empresas que fazem produtos com essas pelotas. Ao longo deste processo, os pellets podem ser derramados acidentalmente no meio ambiente e podem permanecer flutuando por longos períodos ou se acumular em praias arenosas causando impactos ambientais, econômicos e estéticos.

Além disso existem também algumas outras instalações industriais que possam lidar com matérias-primas plásticas, por exemplo, na produção de têxteis e papel. Tradicionalmente, essas indústrias são instaladas perto de cursos de água com alto consumo de água e emissões significativas (por exemplo, desde a limpeza de equipamentos entre os lotes, limpeza do pó das instalações de produção). Uma gama de tinta e tintas modernas contêm partículas de polímero ou microesferas. Se derramado durante a produção podem atingir o meio ambiente (Sundt *et al.*, 2014).

3.3.2 – Microplástico secundário

As fontes secundárias de microplástico são aquelas que entendemos como a recontaminação por microplásticos por algum material que já está no ambiente, seja originalmente micro ou macro porte. As fontes secundárias, ou indiretas, são emitidos por: a fragmentação natural de microplásticos pelo intemperismo e atividade microbiana; A fragmentação de macroplásticos para micropartículas diretamente pela atividade animal (Sundt *et al.*, 2014).

Para Sighicelli *et al.* (2018), em função de sua constante formação, a presença destes detritos aumenta ininterruptamente em ambientes aquáticos e terrestres, tornando difícil a quantificação de seus efeitos e impossível sua completa remoção dos ecossistemas.

Qualquer alteração física ou química no polímero é resultado de fatores ambientais, tais como luz, calor, humidade, condições químicas ou atividade biológica. (Shah *et al.*, 2008). Os macroplásticos (maior do que 5 mm) em ambientes marinhos são fisicamente, biologicamente ou quimicamente degradada e dividido em micropartículas (Hidalgo-Ruz *et al.* 2012). Este processo poderá ocorrer por fotodegradação (raios solares, UV) e/ou por abrasão (fricção com água ou outros plásticos) que contribuem para a sua degradação do plástico por fratura e estilhaçamento (Corcoran *et al.*, 2009).

A degradação por abrasão ocorre de acordo com a dureza do plástico. Exemplo deste processo é o isopor que é notoriamente conhecido como "friável" assim que ele se torna expostos ao ambiente externo de grande energia (Cooper *et al.*, 2010). Em algumas margens a energia das ondas é tão alta que o material plástico é esfregado para baixo para partículas menores e não ocorre o enfraquecimento através da fotodegradação (Eriksson e Burton, 2003).

A fotodegradação dos plásticos em oceano é lenta e a tendência que as peças mais finas sejam degradadas pela luz UV relativamente mais rápida, devido a uma maior área superficial em relação ao peso. Para acelerar a fragmentação a combinação da fotodegradação e abrasão mecânica são condições ideais para este processo (Sundt *et al.*, 2014).

A fragmentação microbiana ocorre quando alguns microrganismos incrustados em superfícies de plástico trabalham em conjunto com a fotodegradação para quebrar o polímero. Os microrganismos, tais como bactérias e fungos, estão envolvidos em a degradação de ambos destes plásticos (Shah *et al.*, 2008).

Uma das fontes secundárias de MP já relatadas por diversos autores é a ocorrida durante o processo de lavagem de roupas, que hoje em dia muitas vezes consistem em fibras de poliéster, náilon e acrílicas, fibras individuais são liberadas do tecido e são descartadas como MP secundários nas águas residuais (De Falco *et al.*, 2018) Por lavagem, pode ser até 1900 fibras por peça de roupa (Browne *et al.*, 2011) ou até 0,1 mg de fibras por grama de têxtil (Hernandez *et al.*, 2017), o que corresponde a uma perda de cerca de 0,01% do material lavado em cada lavagem (Waldschlager *et al.*, 2020).

Outra fonte secundária importante de MP que afeta diretamente os ambientes aquáticos é a atividade pesqueira. Juntamente com a presença dos portos e o transporte marítimo de pessoas e mercadorias são uma fonte de MP no meio ambiente, embora representem apenas uma proporção comparativamente pequena de insumos de plástico nas águas superficiais. Isso se deve principalmente a uma lei aprovada em 1990, o Regulamento de Navegação Internacional MARPOL Anexo V, que proíbe a eliminação de resíduos diretamente de navios nos oceanos (Barnes *et al.*, 2009). Isto não diminui a perda não intencional de equipamentos de pesca, como redes de poliamida, que continua com o avanço da atividade pesqueira mundial.

No tráfego rodoviário, os pneus do veículo, que consistem em um elastômero, como borracha de estireno-butadieno (SBR) ou borracha de butadieno (BR), se desgastam a partir da abrasão sofrida pelo pneu, o que contribui para a poluição de MP. A média global per capita de abrasão de pneus atingindo o meio ambiente é de cerca de 0,81 kg/a. Embora a emissão para o meio ambiente dependa das condições locais, como o tipo de estrada e, se houver, o sistema de esgoto, estima-se que de 5 a 10% da abrasão dos pneus acabe no oceano (Kole *et al.*, 2017).

3.3 – Microplástico em ambientes costeiros

O MP entra nos oceanos por meio de rios, áreas costeiras ou marinhas e pode ser distribuído a partir dos locais de entrada por meio de correntes oceânicas, vento e ondas, ou se deposita no sedimento de fundo (Waldschlager *et al.*, 2020). As correntes oceânicas espalham grandes quantidades de detritos de áreas industrializadas e densamente povoadas (Laglbauer *et al.*, 2014) para, até mesmo, as regiões costeiras mais remotas e despovoadas (Barnes *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2009; Hirai *et al.*, 2011; Ivar do Sul e Costa, 2014). Microplásticos podem se acumular nas linhas costeiras (Tiwari *et al.*, 2019), na superfície do mar e em grandes profundidades.

O acúmulo de microplásticos nos ambientes costeiros ocorre principalmente nas areias da praia (Veerasingam *et al.*, 2016) influenciada por forças motrizes, como ventos e correntes que transportam principalmente microplásticos flutuantes (Kukulka *et al.*, 2012; Reisser *et al.*, 2013; Isobe *et al.*, 2014; Eriksen *et al.*, 2014; Kim *et al.*, 2015). O clima e a sazonalidade também são fatores que influenciam a fragmentação, o acúmulo e a distribuição dos microplásticos. O aumento das chuvas associado às áreas adjacentes à foz dos rios é identificado como uma das principais fontes de microplásticos nas áreas costeiras (Kang *et al.*, 2015; Karthik *et al.*, 2018)

Uma vez no oceano, plástico não vai embora, pois sofre degradação e posteriormente fragmentação, eventualmente decompondo-se em pedaços menores conhecidos como microplásticos, e atua como um vetor para produtos químicos, tais como poluentes orgânicos persistentes que podem ser transferidos na cadeia alimentar após ingestão por organismos marinhos (Zobkov e Esiukova, 2017).

Dentre as formas de contaminação dos ambientes costeiros por MP, temos as que ocorrem a partir de fontes, tais como abrasivos plásticos, produtos de limpeza e pellets virgens utilizados na produção de peças de plástico. Eles também podem ser oriundos da decomposição de pedaços grandes de plástico, ou de forma direta (Browne *et al.* 2007). As pequenas partículas de plástico podem ser perigosas, uma vez que elas podem entrar na cadeia alimentar dos oceanos e afetar todo o ecossistema.

O turismo em áreas costeiras, as atividades de pesca (comercial e recreacional), as embarcações e até mesmo indústrias que possuem atividades em meio marinho, como por

exemplo plataformas de petróleo e aquacultura são todas fontes potenciais de plástico, tanto na forma macro quanto micro, que podem entrar diretamente nos oceanos e, conseqüentemente oferecer riscos aos ecossistemas marinhos (Cole *et al.*, 2011).

A poluição por microplásticos em sistemas marinhos é motivo de preocupação por diversas razões: é uma poluição difusa e persistente; as fontes de poluição são difíceis de identificar: uma vez no ambiente, microplásticos são impossíveis de se controlar (Arthur *et al.* 2009, McElwee e Osborn 2011); microplásticos podem ser ingeridos por invertebrados marinhos e incorporados no tecido (Thompson *et al.* 2004, Browne *et al.* 2008). As pequenas partículas de plástico podem ser perigosas, uma vez que elas podem entrar na cadeia alimentar dos oceanos e afetar todo o ecossistema.

Os MP podem ser transportados verticalmente nos oceanos, como resultado das mudanças de densidade da água devido a diferentes conteúdos de sal ou temperaturas, as correntes oceânicas em grande escala são deslocadas da superfície para águas mais profundas em certos pontos e podem carregar MP com elas. (Waldschlager *et al.*, 2020). Adicionalmente, Kukulka *et al.* (2012) demonstrou que, em uma escala menor, partículas de plástico flutuantes são distribuídas verticalmente na camada mista de superfície. Outro fator que influencia o transporte vertical de MP nos oceanos é a densidade variável de suas partículas.

A figura 4 ilustra as principais formas de entrada de microplásticos nos ambientes.

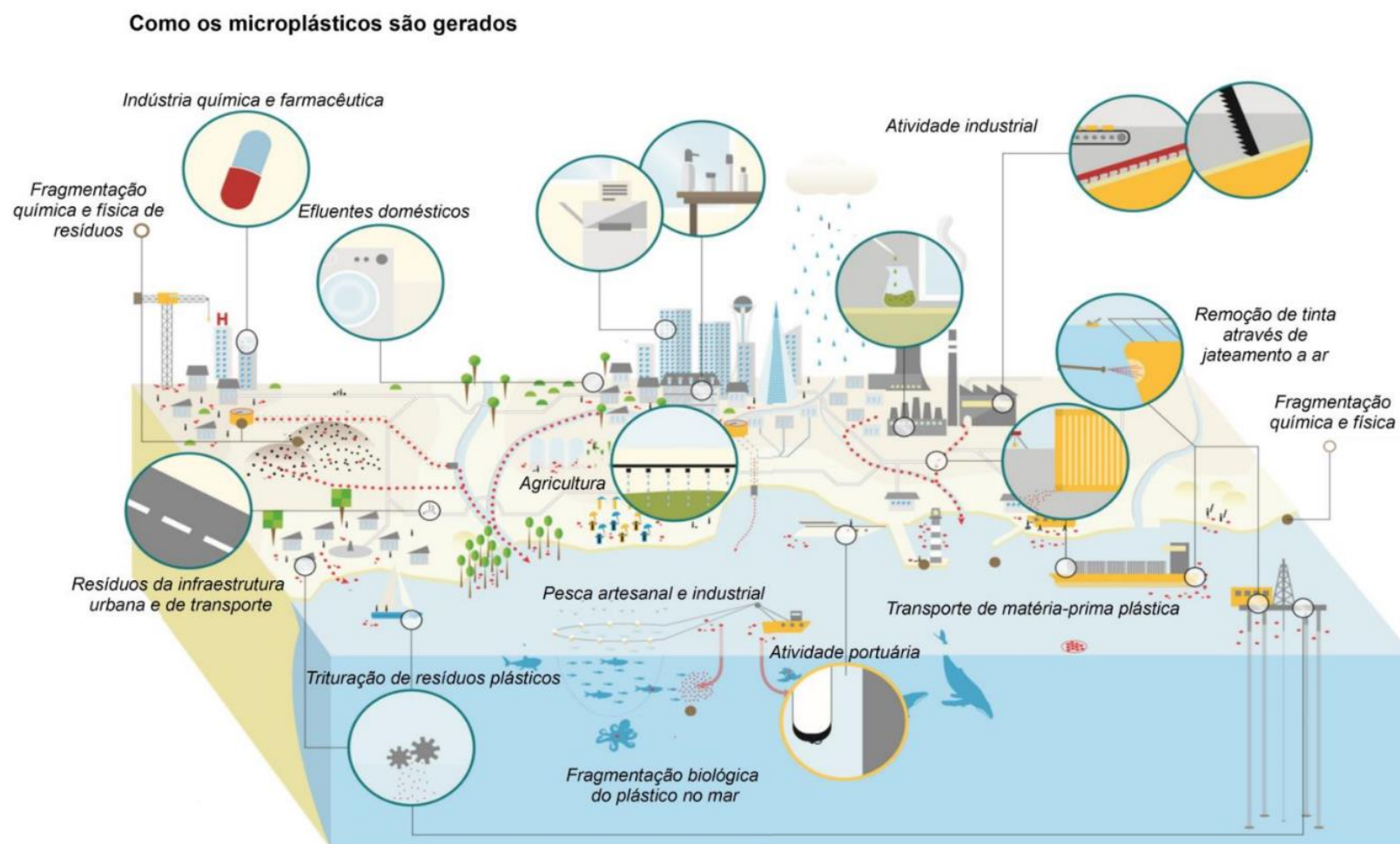


Figura 4. Principais formas de entrada de microplásticos em ambientes marinhos.

Fonte: Adaptado de <http://www.boomerangalliance.org.au> (Acessado em agosto de 2021)

3.4 – Microplásticos e seus impactos a biota

A biota marinha é conhecida por sofrer os impactos pela ingestão de MP. Efeitos tóxicos e danos físicos vem sendo reportados devido ao seu pequeno tamanho. Um estudo mostra que células e tecidos de mexilhões ingeriram e digeriram polietileno de alta densidade (HDPE). Estes microplásticos foram drenados pelas guelras, transportados para o estômago e por fim, para a glândula digestiva, onde se acumulou no sistema lisossomal após 3 horas de exposição ao material sólido. Outro estudo aponta que em peixes, modificação nos lipídios e alterações em tecidos e intestinos são observadas, quando microplásticos e nanoplásticos foram ingeridos, localizados no fígado e bloqueando o intestino (Silva *et al.*, 2018). Os danos aos animais marinhos são diversos, podendo causar asfixia, feridas internas e externas, úlceras, bloqueio do trato digestivo, capacidade de alimentação debilitada, debilitação ou nos casos mais severos, morte (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015).

Estudos recentes sugerem que os microplásticos representam uma maior ameaça para organismos marinhos do que macroplásticos, uma vez que espécies planctônicas, que ocupam posições mais baixas na cadeia trófica, são particularmente mais suscetíveis à ingestão desses fragmentos, e consequentemente afetando diversos outros organismos em posições mais elevadas na cadeia alimentar, por meio da bioacumulação e biomagnificação (Carvalho e Baptista Neto, 2016; Ballerini *et al.*, 2018).

Toussaint *et al.* (2019) reportou que 200 espécies marinhas como fauna afetada pela presença de micro e nanoplástico. O grande número de espécies afetadas pode ser explicado pela digestão direta e cadeia trófica. Por ter seu tamanho parecido com ovos de peixes e plânctons, os detritos de plásticos podem ser facilmente ingeridos pelos animais marinhos nas águas superficiais. Esses contaminantes podem ser adsorvidos à superfície dos detritos plásticos ali presentes e uma vez que são consumidos por organismos marinhos, podem bioacumular e biomagnificar na cadeia trófica (Derraik, 2002; Teuten, E. L. *et al.*, 2009).

Em 2017, MP foi detectado em mais de 690 espécies animais (Provencher *et al.*, 2017). Foi encontrado, por exemplo, no estômago, intestinos e tecidos de aves marinhas (Blight and Burger, 1997), peixe (Moore *et al.*, 2001), tartarugas (Bjorndal *et al.*, 1994), baleias (Zhu *et al.*, 2019), leões marinhos (Eriksson e Burton, 2003), selos (Nelms *et al.*, 2018), água-viva (Macali *et al.*, 2018) e caranguejos (Watts *et al.*, 2016). A ingestão física de MP apresenta dois riscos principais: em primeiro lugar, danos físicos como bloqueio intestinal, redução das reservas de

energia e fome e, em segundo lugar, a ingestão de poluentes juntamente com MP (Waldschlager *et al.*, 2020). Além das consequências do consumo de MP sobre a biota, já foi comprovado que MP podem servir como vetor de transporte entre diferentes ecossistemas e também diferentes compartimentos ambientais para espécies estrangeiras (Derraik, 2002; Wright *et al.*, 2013).

A ingestão de partículas pela biota é altamente dependente dos tamanhos relativos dos organismos e plásticos, pois quanto menores as partículas, maior a variedade de organismos capazes de ingeri-las. Além disso, a densidade dos polímeros interfere diretamente no seu comportamento na coluna d'água e em sedimentos, sendo ingeridos por organismos pelágicos e bentônicos. Para organismos de grande porte, partículas de pequeno porte podem ser ingeridas acidentalmente, que tendem a ter um maior potencial de translocação do intestino para o sistema circulatório e serem assimiladas aos tecidos. Os organismos de pequeno porte, por outro lado, não são capazes de ingerir partículas grandes (Santana *et al.*, 2017; Mercogliano *et al.*, 2020).

MP é rapidamente colonizado por bactérias e outros organismos, que são então introduzidos em novos ecossistemas através das correntes oceânicas e, assim, influenciam as comunidades locais. Embora esses organismos também colonizem madeira e algas marinhas, esses nadadores naturais degradam-se em poucos meses e, portanto, têm menos impacto do que o plástico colonizado e de longa duração. Essas mudanças na biodiversidade podem ter consequências de longo alcance e imprevisíveis, especialmente em combinação com outros impactos negativos, como a acidificação dos oceanos e a sobrepesca (Worm *et al.*, 2006).

Waldschlager *et al.*, (2020) utiliza o modelo “Source-Pathway-Receptor” (Figura 5) em seu estudo sobre MP, onde a fauna, juntamente com a flora, é considerada uma receptora de microplásticos, sendo um meio que é afetado pelo poluente. Além da absorção direta, a absorção indireta também pode ocorrer por meio da transferência trófica de presas contaminadas, podendo ocorrer a bioacumulação de MP. Além disso, quando o MP é excretado pela biota, ele adere parcialmente às fezes e também afunda (Gesamp, 2015). Portanto, o fundo do mar é considerado sumidouro ambiental de MP (Waldschlager *et al.*, 2020).

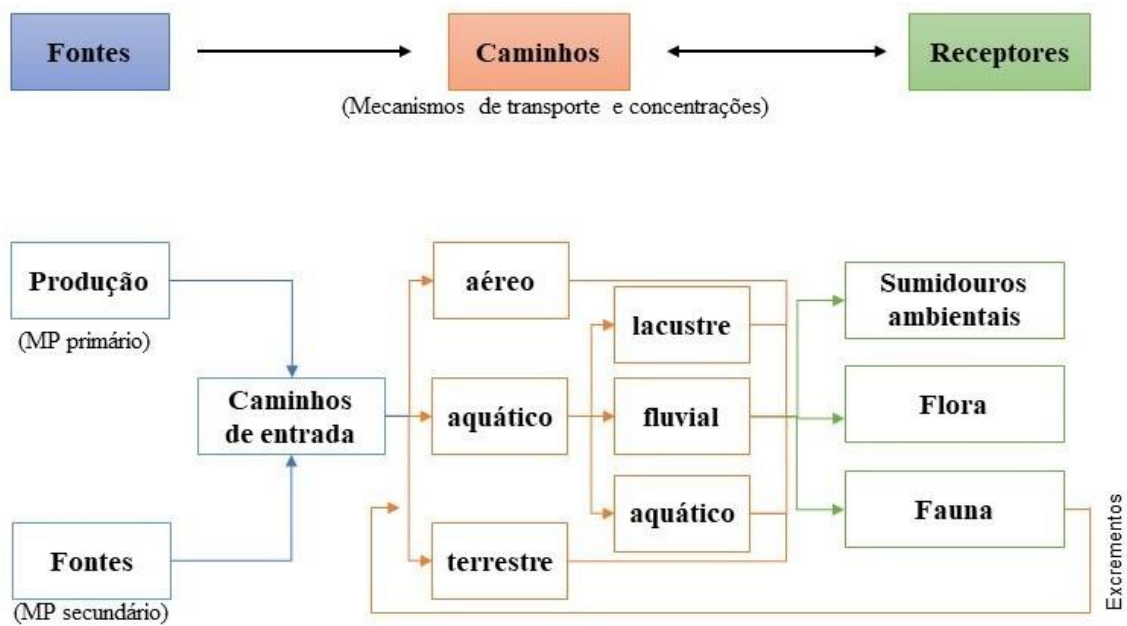


Figura 5. Aplicação do modelo Source-Pathway-Receptor no MP

Fonte: adaptado de Waldschlager *et al.*, 2020.

Nos últimos anos surgiram vários trabalhos (revistos por Cole *et al.*, 2011) que abordam a temática dos plásticos no mar que confirmam a ingestão de partículas de plástico por diversos grupos de organismos marinhos, como peixes e aves. Porém, partículas do tamanho microscópico estão disponíveis para diversos organismos marinhos, que ingerem e retêm essas pequenas partículas de plástico absorvendo suas substâncias químicas tóxicas e degradantes e servem como presa para espécies maiores, podendo chegar até o ser humano. Neste caso seria um risco para a saúde humana devido a toxicidade de diversos tipos de plásticos como veremos posteriormente.

3.5. Toxicidade dos microplásticos

Os plásticos são materiais processáveis com base em polímeros e são geralmente processados com uma variedade de produtos químicos aditivos, ou seja, não são utilizados como substâncias puras (Tabela 3). Esses compostos são usados para ajustar os materiais e torná-los adequados para o fim a que se destinam. Portanto, dentro classificações de polímero,

os materiais plásticos ainda podem diferir em estrutura e desempenho dependendo do tipo e quantidade de aditivos com os quais são compostos (Lambert; Wagner, 2018).

Tabela 3: Lista de compostos aditivos usados para fazer plásticos adequados para uma finalidade.

Compostos	Função
Plastificantes	Tornar o material flexível
Retardadores de chama	Reduzir a inflamabilidade.
Aditivos de reticulação	Ligar as cadeias de polímeros.
Antioxidantes e estabilizadores	Aumentar a durabilidade, diminuindo a taxa de degradação do material pelo oxigênio, luz e calor.
Sensibilizadores	Fornecer propriedades para aceleração da degradação do material.
Surfactantes	Modificar as propriedades da superfície para permitir a emulsão de substâncias normalmente incompatíveis.
Preenchimentos inorgânicos	Reforçar o material, melhorando a resistência contra choques mecânicos.
Pigmentos	Adicionar de cor.

Fonte: adaptado de Lambert e Wagner (2018).

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.

Os microplásticos são facilmente confundidos com alimento devido ao seu tamanho e são vetores potenciais na transferência e exposição dos organismos marinhos a poluentes orgânicos persistentes (POPs) de elevada toxicidade, compostos hidrofóbicos que adsorvem facilmente

às partículas de plástico (Sobral *et al.*, 2011). POPs são produtos químicos perigosos feitos pelo homem que são resistentes à degradação no ambiente. Os bifenilos policlorados (PCBs), diferentes tipos de pesticidas organoclorados (por exemplo, DDT e HCHs) e retardadores de chama bromados são todos POPs (Cole *et al.*, 2011). Muitos destes compostos já foram banidos em diversos países, como é o caso do DDT (dicloro difenil tricloroetano), que teve o seu uso proibido nos Estados Unidos e na União Europeia (Ballerini *et al.*, 2018).

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). Porque eles são basicamente lipofílicos (ou seja, tem uma alta afinidade para os óleos e gorduras), acumulam-se em tecidos adiposos de organismos marinhos. Eles têm o potencial de causar muitos efeitos adversos em animais selvagens e seres humanos (por exemplo, câncer, malformação, diminuição da resposta imune, capacidade reprodutiva prejudicada). A tabela 4 apresenta os principais tipos de metais que podem ser encontrados em microplásticos.

Tabela 4: 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, laranja 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 e amarelado	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 e vermelho	Compostos a base de mercúrio: mercadium (CdS + HgS).	Mercúrio e cobre são tóxicos.
Azul	Compostos a base de cobalto: azul de cobalto ($\text{CoO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$).	O cobalto é essencial em baixas concentrações, mas é tóxico em altas concentrações.

Segundo Andrady (2011), qualquer toxicidade associada com plásticos em geral, incluindo meso ou microplásticos, pode ser atribuída a um ou mais dos seguintes procedimentos: monômeros residuais da fabricação presente no plástico ou aditivos tóxicos utilizados na composição de plástico podem lixiviar para fora do plástico ingerida (Vandenberg *et al.*, 2007). A toxicidade potencial de plastificantes ftalatos usados em PVC, tem sido amplamente discutida na literatura (Latini *et al.*, 2004). Por exemplo, a queima do poliestireno pode produzir estireno e outros compostos aromáticos; os POPs presentes na água do mar são lentamente absorvidos e concentradas nos fragmentos microplásticos (Endo *et al.*, 2005).

4 – ÁREA DE ESTUDO

4.1 – Localização e caracterização regional

A área de estudo está localizada no Estado do Rio de Janeiro, na Região Sudeste do Brasil, em uma faixa litorânea entre Maricá, que integra a Região Metropolitana do Rio de Janeiro, e municípios da Baixada Litorânea. A área de estudo foi delimitada pelas Serra da Tiririca, em Maricá – RJ, e a Praia Grande, em Arraial do Cabo – RJ, abrangendo cerca de 100 quilômetros de faixa litorânea (Figura 6), estendendo-se pelos municípios de Maricá, Saquarema, Araruama e Arraial do Cabo, neste último por somente uma parte de seu litoral.

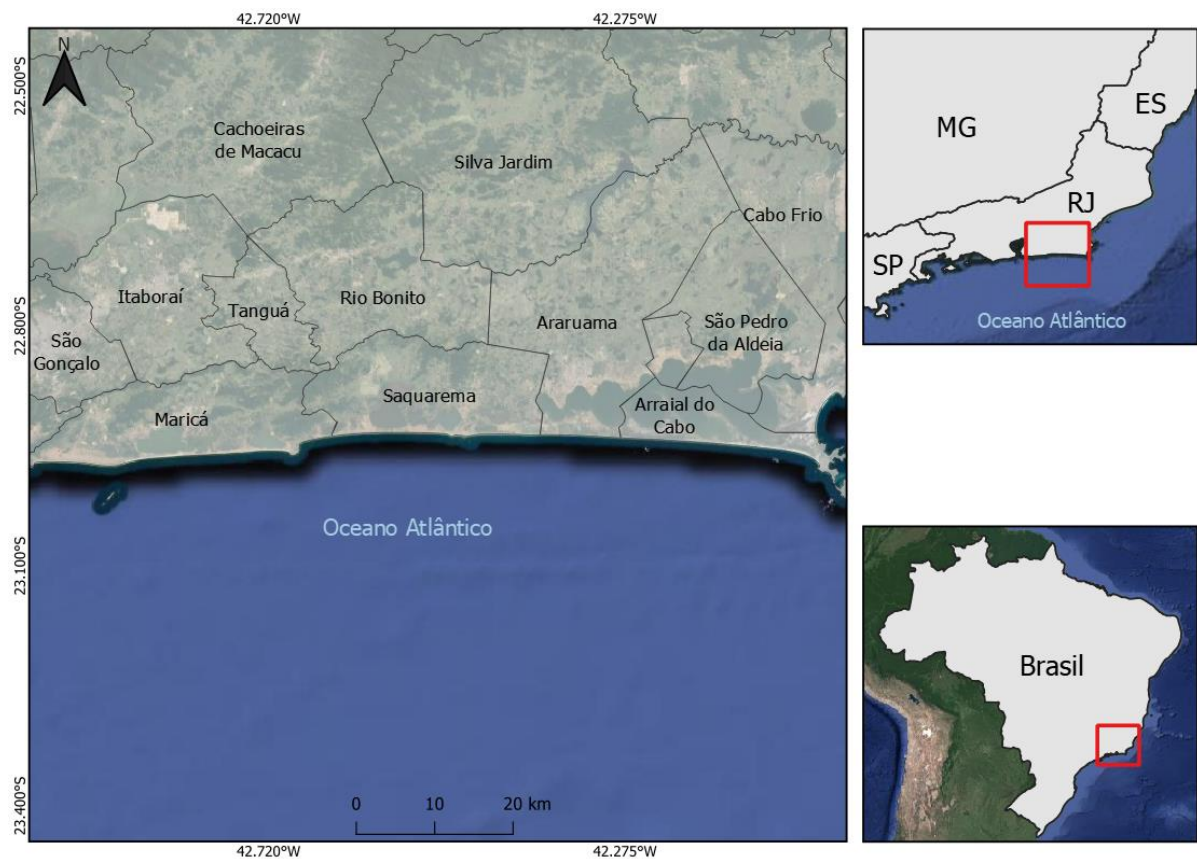


Figura 6. Localização da área de estudo

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).

Inicialmente toda esta região era denominada como Região dos Lagos, que foi instituída oficialmente em 1997, pelo artigo primeiro da Lei nº 2829/97, com os dez municípios que integravam inicialmente, como segue abaixo:

“Art. 1º - Fica denominada Região dos Lagos Fluminenses, o conjunto dos Municípios de Maricá, Saquarema, Araruama, São Pedro da Aldeia, Cabo Frio e Arraial do Cabo, Iguaba Grande, Armação de Búzios, Casimiro de Abreu e Rio das Ostras” Lei 2829/97.

O processo de urbanização destes municípios teve um crescimento a partir da década de 1950, principalmente em função da valorização turística e da maior facilidade de acesso à região. Com o asfaltamento da estrada o afluxo de turistas e moradores sazonais se intensificava gradativamente, passando a dar um salto após a construção da ponte Rio-Niterói em 1974. A partir daí aumentou a atração de outras localidades que antes não faziam parte do circuito turístico, como Saquarema, Barra de Maricá e, em menor escala, Itaipuaçu. Na década de 90, com a construção da Via-Lagos, obteve uma grande melhoria no acesso a Região dos Lagos, que levou ao crescimento urbano acelerado dos municípios desta região (Lins-de-Barros, 2010).

A partir de 2010, o Centro de Informações e Dados do Rio de Janeiro (antiga Fundação CIDE, que a partir de 2009 passou a fazer parte do Centro Estadual de Estatísticas Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro – Fundação CEPERJ), adotou o termo Baixada Litorânea, excluindo o município de Maricá desta região (Figura 7). Alguns órgãos consideram que Maricá ainda integra a região citada, como a Companhia de Turismo do Estado do Rio de Janeiro (TurisRio), o Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (SEBRAE) e a Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Rio de Janeiro (EMATER) (Pinto *et al.*, 2011). É importante ressaltar que este trabalho está focado na regionalização adotada pela Fundação CEPERJ.



Figura 7. Regiões do Rio de Janeiro

Fonte: Fundação CEPERJ, 2019.

A região da área de estudo é considerada plana, com pequenas elevações, apresentando uma formação de dunas nas proximidades da faixa litorânea, onde predominam praias oceânicas de grande extensão e três importantes sistemas lagunares (Maricá, Saquarema e Araruama). Ressalta-se que o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro II, regulamentado pelo Decreto Federal nº 5.300 de 2004, caracteriza os municípios estuarino-lagunares como de alta relevância para a dinâmica marítima litorânea, como é o destes municípios. (Brasil, 2004). Faz parte, com mais 11 municípios, da chamada “Costa do Sol”, uma das regiões turísticas do Estado do Rio de Janeiro.

A faixa litorânea estudada é um complexo lagunar composta pela bacia da lagoa de Araruama, bacia da lagoa de Saquarema e bacia de Itaipuaçu-Guarapina. A região integra o Consórcio Intermunicipal Lagos São João (CILSJ), que reúne 13 cidades da Região dos Lagos e Baixada Litorânea, que busca a despoluição das águas das Lagoas de Araruama e de Saquarema, saneamento das cidades e abastecimento de água.

4.2 – Aspectos físicos

A paisagem costeira da região na sua porção compreendida entre os municípios de Maricá e Arraial do Cabo é marcada pela presença de extensos arcos praias, associados a cordões litorâneos que frequentemente ocorrem em forma de duplos cordões (Muehe e Valentini, 1998). As praias são extensas, com raras interrupções por afloramentos rochosos do cristalino.

No mapeamento de uso e cobertura da terra (figura 8) é possível compreender a distribuição espacial da área de estudos, que variam em classes de coberturas: corpos hídricos (21,85%), florestas (22,54%), restinga (3,25%), areia (1,71%), área úmida (3,24%), afloramentos rochosos (0,21%). E usos: salinas (3,94%) (área de produção de sal marinho pela evaporação de água salgada e urbano intenso (0,28%) (construções verticais e contínuas, sem lotes vazios), urbano moderado (3,03%), urbano rarefeito (12,42%), solo exposto (0,66%) e agropastagem (26,87%) (Costa *et al.*, 2018).

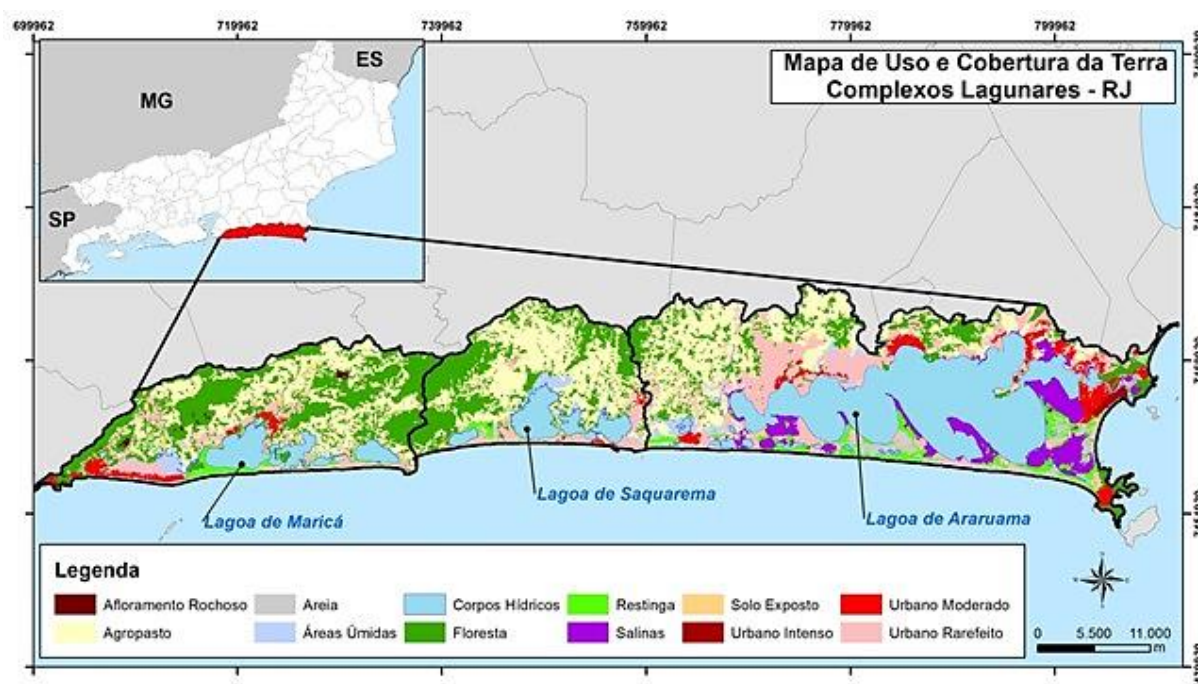


Figura 8. Mapa de uso e cobertura da terra.
(Fonte: Costa *et al.*, 2018)

Lins-De-Barros (2017) apresenta as características físicas da área com a adoção de um conceito integrado de vulnerabilidade costeira, considerando as dimensões física, ambiental e

social, permitindo identificar as principais questões relativas à vulnerabilidade costeira. A Figura 9 apresenta a distribuição espacial dessas questões e processos associados.

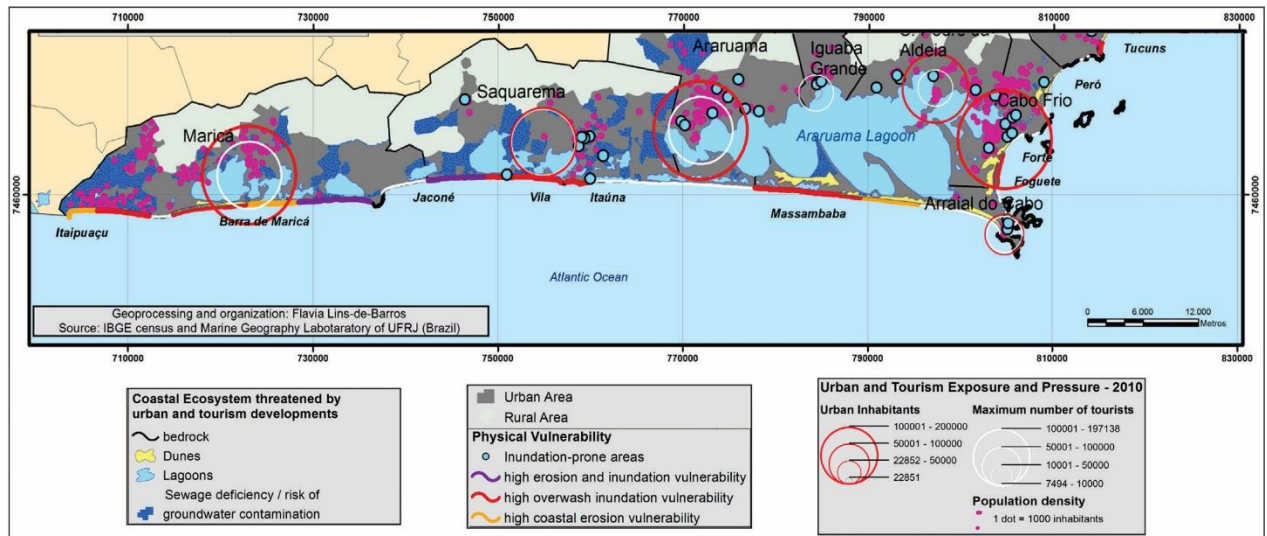


Figura 9. Mapa de Dimensões de Vulnerabilidades Costeiras entre Maricá e Arraial do Cabo.

Adaptado de Lins-De-Barros, 2017.

A granulometria apresenta sedimentos muito grossos na Praia de Itaipuaçu, cuja origem é atribuída à interferência dos arenitos de praia submersos no transporte transversal dos sedimentos, que seriam responsáveis pela retenção de sedimentos mais finos (Muehe, 1987). Os sedimentos de granulometria fina são predominantes no sentido de Arraial do Cabo, próximo à Praia de Massambaba e Praia Grande.

A granulometria da praia está geralmente muito associada à morfodinâmica desta (Lins-De-Barros, 2010). Tal relação foi constatada em algumas praias, tais como Itaipuaçu que se apresenta refletiva e com sedimentos variando de muito grossa a grossa nas proximidades do meio do arco praial (Silva et al., 2008a). Este padrão de distribuição granulométrica também é observado no arco praial Jacaré-Squarema, onde predominam areias muito grossa com presença de cascalhos no extremo oeste, seguida de areia grossa a média nas demais áreas (Silva et al., 2008a; Silva et al., 2015).

O clima de ondas da área de estudos é marcado pela entrada de constantes frentes frias originadas por ciclones extratropicais geradas no Sul, principalmente nos meses entre maio e setembro. Estes ciclones produzem eventos extremos com a geração de ondas com alturas da

ordem de 15 metros e períodos de 17 segundos em mar aberto (Neves e Muehe, 2008). À medida que se aproximam da costa estas ondas perdem energia e altura, mas podem chegar às praias com até 4 metros de altura.

Lins-De-Barros (2010) apresentou os resultados dos mapeamentos da altura do cordão litorâneo ou dunas frontais, a declividade da praia e da ante-praia e a energia das ondas próximo à costa (Figura 10).

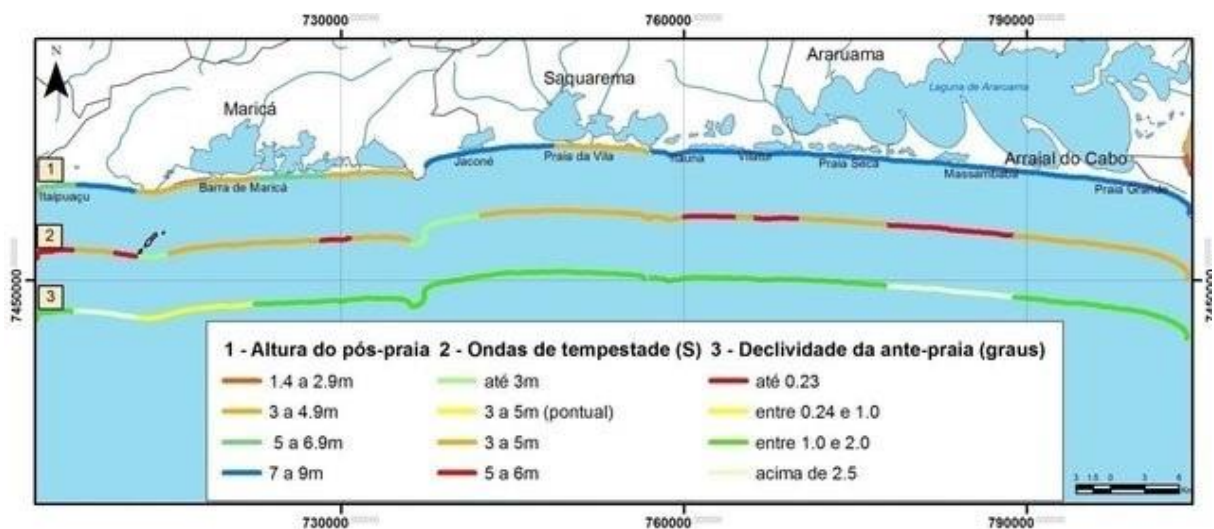


Figura 10. Altura (metros) da feição na pós-praia, das ondas de tempestade (quadrante sul) e declividade (graus) da ante-praia até 10 metros de profundidade.

Adaptado de Lins-De-Barros (2010).

A direção das ondas nas praias entre Maricá e Arraial do Cabo são de leste-oeste e diretamente voltadas para o quadrante sul e, portanto, extremamente expostas às fortes ondulações. A incidência de ondas provenientes de sul e sudeste predomina sob condição de tempo bom; e ondas de tempestade, oriundas de sul e, principalmente, de sudoeste, aparecem associadas às frentes frias (Silva et al., 2022). A declividade da ante-praia é considerada elevada para quase toda esta porção do litoral fluminense, enquanto a altura do pós-praia apresenta destaque no trecho entre Saquarema e Arraial do Cabo, com alturas superiores a cinco metros (Lins de Barros, 2010).

Por se tratar de uma extensa faixa litorânea de aproximadamente 100 quilômetros, dividiremos a área de estudo nos seus três arcos praias, de acordo com as suas características

geomorfológicas. Partindo do litoral de Maricá, onde iniciou-se a coleta de dados - da Pedra do Elefante, na Praia de Itaipuaçu, até a Ponta da Areia (Figura 11) - delimitamos o arco praial de Maricá, com 34 quilômetros de extensão. O arco praial de Jaconé-Squarema se dá a partir de Ponta Negra, ainda nos limites do município de Maricá até o canal permanente da Lagoa de Squarema, no município de Squarema, totalizando 19 quilômetros de extensão. Com aproximadamente 48 quilômetros de extensão, o arco praial de Massambaba se estende a leste do canal da Lagoa de Squarema até a Praia Grande, em Arraial do Cabo.

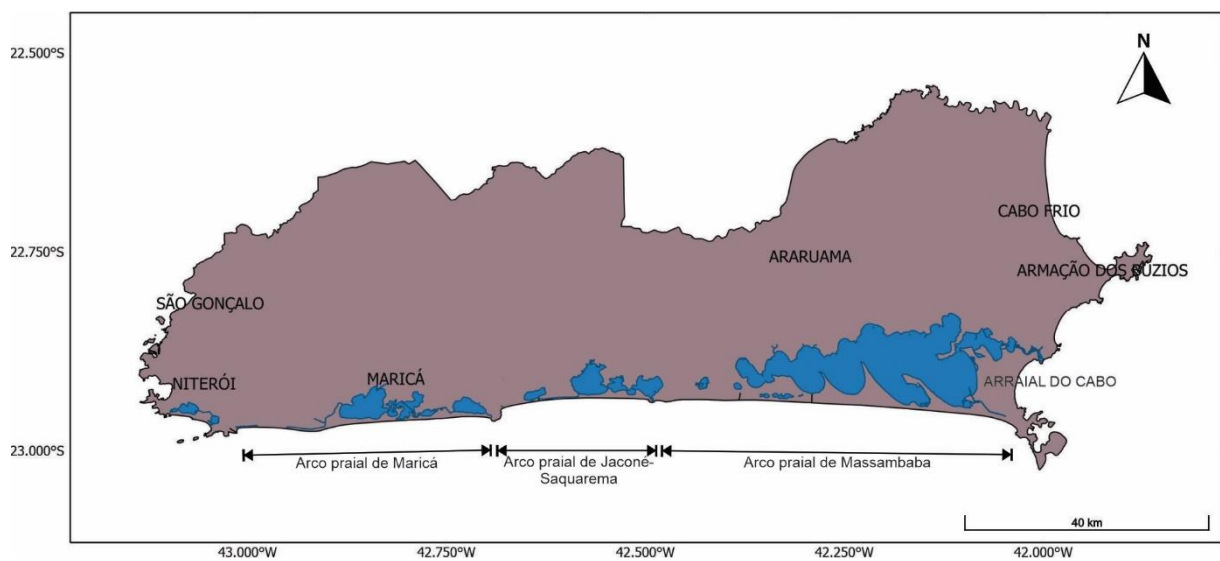


Figura 11. Os três arcos praiais da área de estudo.

4.2.1 – Arco praial de Maricá

O arco praial de Maricá se caracteriza pela alta energia das ondas incidentes em seu litoral, que podem atingir 3 metros de altura na arrebentação durante as tempestades (Silva *et al.*, 2008a), sendo o de Itaipuaçu o de maior destaque nestas condições de alta energia. Ele possui 34 km de extensão entre Itaipuaçu (no extremo oeste) e Ponta Negra (a leste), com orientação leste-oeste. Ele é conhecido pela característica rara do sedimento que compõe sua praia: areias, grânulos e seixos muito bem arredondados formados em grande parte por quartzo puro, bem como pela alta energia das ondas incidentes e correntes (Silva *et al.*, 2014).

O litoral de Maricá apresenta uma geomorfologia marcada pela presença de barreiras arenosas com praias oceânicas, lagoas e costões rochosos. As praias apresentam diferenças

consideráveis do ponto de vista morfológico e sedimentar em resposta as variações nas condições de mar ao longo do litoral. O litoral de Itaipuaçu é o mais dinâmico, principalmente na porção oeste, que apresenta um perfil refletivo com maior variabilidade na largura e morfologia da mesma (Silva, 2006; Silva *et al.*, 2008a).

A porção central e leste do litoral, que compreende as praias da Barra de Maricá, Guaratiba, Cordeirinho e Ponta Negra, apresentam poucas variações morfológicas. Entretanto, este trecho do litoral preocupa devido a maior densidade de construções. Eventos de tempestades oferecem riscos a essas construções, que ocasionalmente são afetadas e até destruídas pelas ondas de maior energia (Lins De-Barros, 2005). Trata-se, portanto, de uma área bastante susceptível a problemas associados a eventos de tempestades. A largura do arco praial como um todo parece diminuir em direção a Ponta Negra, provavelmente devido à influência da deriva litorânea deslocando sedimentos para oeste. Em Ponta Negra (no extremo leste), um canal construído artificialmente entre rochas conecta o mar à lagoa de Guarapina, possibilitando uma intensa troca de água e sedimentos entre esses ambientes.

4.2.2 – Arco praial Jaconé-Squarema

O arco praial Jaconé-Squarema possui cerca de 19 quilômetros de extensão, com orientação leste-oeste; e está localizado na Região das Baixadas Litorâneas (Correa *et al.*, 2019). Os ventos são predominantes dos quadrantes leste e nordeste; quando da passagem de frentes frias os ventos provenientes do quadrante sudoeste são mais comuns e em geral de maior intensidade (Concremat, 2011). A incidência de ondas provenientes de sul e de sudeste predomina durante condições de tempo bom; grandes ondas de tempestades aparecem associadas às ressacas oriundas dos quadrantes sul e, principalmente, sudoeste. Durante as ressacas de maior magnitude, causadas por frentes frias ou ciclones extratropicais, essas ondas podem atingir o limite interno da praia e formar escarpas de tempestade (Dutra *et al.*, 2022; Pinto *et al.*, 2015; Pinto, 2018; Lins-De-Barros, 2017).

Esta porção do litoral apresenta uma rica biodiversidade, mais facilmente observada em Jaconé, onde a quantidade de áreas desprovidas de construções é maior quando comparada a Squarema. É marcante a presença da vegetação de restinga nas áreas de planície costeira, Mata Atlântica nos morros e na Serra de Jaconé, além de diversas espécies de aves, mamíferos, répteis

e peixes (Biazzi e Tonello, 2014; Dos Santos *et al.*, 2016). A região apresenta grande importância turística e abrange diferentes colônias de pescadores artesanais; conta com a presença dos *beachrocks* de Jaconé, de grande importância geológica, histórica e arqueológica na região (Mansur *et al.*, 2011). A Figura 12 apresenta as características geomorfológicas do arco praial Jaconé-Squarema.

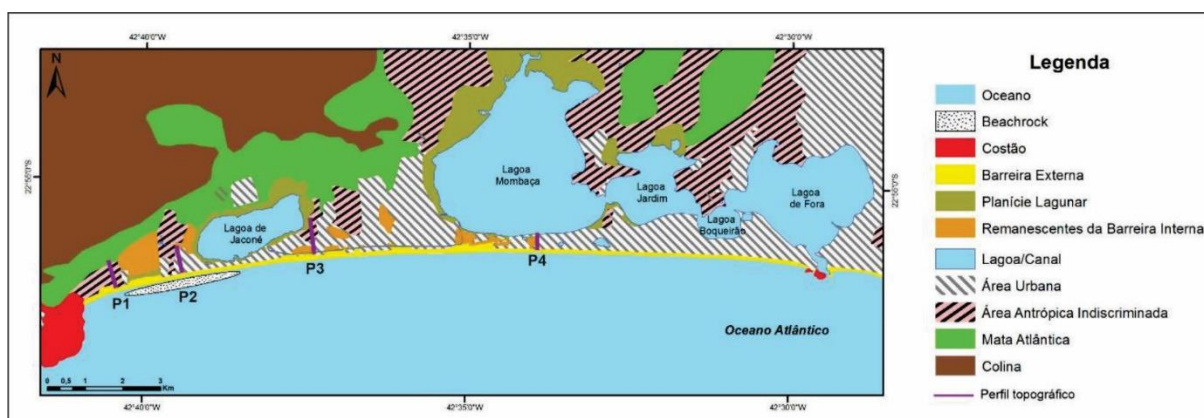


Figura 12 - Mapeamento dos compartimentos morfológicos e usos do arco praial Jaconé-Squarema.
Adaptado de Dutra *et al.* (2022).

Os sedimentos destes arcos praias são formados majoritariamente por areia muito grossa (47- 87%), bem selecionada, no extremo oeste; e areia grossa (49-81%) a média (55-76%) de melhor selecionamento no setor leste; evidenciando uma ligeira diminuição no tamanho dos grãos nesta direção. Os sedimentos são distribuídos ao longo do arco praial através da corrente de deriva litorânea, ao que tudo indica, ocorre preferencialmente em direção a oeste e sob condição de tempo bom, com ondas provenientes de sudeste (Dutra *et al.*, 2022). Fontenelle e Corrêa (2010) ressalta que a ausência de ilhas ou obstáculos ao longo deste arco praial favorece o transporte de areias paralelamente à praia, que diminui no setor oeste devido à presença das rochas de praia.

Esta porção do litoral é marcada por uma dinâmica distinta causada pelas mudanças na energia das ondas que incidem no litoral e devido à presença do costão rochoso que parece contribuir para a convergência de ondas de tempestades no setor oeste (Pinto *et al.*, 2015; Pinto, 2018; Dutra *et al.*, 2022). A amplitude da maré é inferior a 1,5 metro, classificada como de micro maré (DHN, 2013). A incidência de grandes ondas de tempestades, que podem atingir

mais de 3 metros na arrebentação, tende a provocar grande variabilidade na largura e morfologia da praia, que também exibe uma boa recuperação após os eventos de ressaca, apontando para a estabilidade deste ambiente (Dutra *et al.*, 2022).

4.2.3 – Arco praial de Massambaba

Já o arco praial de Massambaba se localiza entre a Ponta de Saquarema e Arraial do Cabo, na Praia Grande. Esta faixa litorânea possui 48 km de extensão, com orientação leste-oeste. A plataforma continental interna é coberta por depósitos sedimentares constituídos por areias quartzosas, destacando-se um decréscimo granulométrico de grossos para finos de oeste para leste (Muehe e Carvalho, 1993). O litoral possui maior frequência de ondas de SE e maiores alturas significativas de ondas de SO, apresentando maior exposição a ondas do quadrante sul. (Klumb-Oliveira, 2015). As dunas são bastante numerosas, ocupando uma grande parte do arco praial, movimentando-se sob forte ação eólica, com predominância de ventos sudoestes – SW (Lima, 1993).

A região é associada à morfologia dos duplos-cordões litorâneos (ou dois sistemas barreira-laguna), dispostos paralelamente entre si, separados por áreas deprimidas, normalmente contendo corpos lagunares (Muehe *et al.*, 2006; Figueiredo *et al.*, 2018). além de outras feições como esporões lagunares, brejos, leques de transposição, retrabalhamento eólico e outras feições antrópicas, como as salinas (Figueiredo *et al.*, 2018).

Outra característica deste trecho do litoral brasileiro é a ausência de aporte significativo de sedimentos terrígenos devido à barragem das desembocaduras fluviais por cordões litorâneos (Muehe e Carvalho, 1993). A disposição morfoestrutural do relevo na forma de Horsts e Grabéns (Serra do Mar – Grábens da Guanabara e São João – Maciços costeiros) gerou pequenos cursos d'água com origem nas encostas oceânicas dos maciços que são interceptados pelas lagunas que se desenvolveram à retaguarda dos cordões litorâneos. Esse cenário impede a chegada de sedimentos modernos à plataforma continental (Muehe *et al.* 2006). Assim sendo, a plataforma continental interna é atapetada por sedimentos reliquiais, principalmente areias, oriundas do retrabalhamento de depósitos aluvionares e da incorporação de sedimentos resultantes da erosão de depósitos do Grupo Barreiras, por ocasião da última transgressão. As

frações mais grossas dessas areias permanecem, ainda hoje, na posição de antigas linhas de praia, testemunhando dessa forma a retrogradação da linha de costa (Muehe, 1989).

4.3 – Quadro socioeconômico e ambiental

Os municípios da Baixada litorânea (Saquarema, Araruama e Arraial do Cabo) possuem características socioeconômicas semelhantes, pois o seu processo de ocupação está relacionado ao acelerado processo de urbanização ocorrido a partir da década de 70. Maricá, devido a sua proximidade, já possui características de periferia da Região Metropolitana do Rio de Janeiro.

Entre os municípios pertencentes a faixa litorânea estudada, Maricá possui o maior destaque populacional e econômico. O município possui área total de 363,90 Km² e a sua população é de aproximadamente 164 mil habitantes (segundo estimativa do IBGE para 2020). Seus limites são: Niterói a oeste; São Gonçalo, Itaboraí e Tanguá ao norte; Saquarema a leste; e Oceano Atlântico ao sul. O município possui altitude média de 5,00 metros (CIDE, 2004). A Rodovia Amaral Peixoto (RJ-106) é a principal via de acesso a Maricá. Esta rodovia corta o município longitudinalmente, ligando-o às cidades de Niterói (oeste) e Saquarema (leste). Complementam o eixo viário do município a Estrada de Itaipuaçu, a RJ-114, a RJ-118 e a RJ-102.

Maricá durante décadas manteve o seu perfil como destino veranista que o aproxima dos municípios da Região das Baixadas Litorâneas, conhecida popularmente como Região dos Lagos. O município fez parte da microrregião dos Lagos e novamente voltando à condição de Município metropolitano em 2009, através de lei complementar Nº 133/2009.

Por conta de seu litoral voltado para a Bacia de Santos, Maricá possui uma posição estratégica na cadeia da economia do petróleo, o que ampliou sua visibilidade no cenário socioeconômico regional, e juntamente com a implantação do Complexo Petroquímico do Rio de Janeiro (COMPERJ) e o incremento dos royalties de petróleo acarretou no grande crescimento do município nos últimos 20 anos (Barbosa, 2018). A evolução populacional do município indica o ápice da taxa de crescimento entre as décadas de 2000 e 2010, quando a sua população cresceu 66%. A estimativa populacional do IBGE para o ano de 2021 é de 167 mil habitantes, o que representa aumento de cerca de 27% em relação ao último Censo.

O esgotamento sanitário do Município de Maricá é precário, com baixos percentuais de coleta pela rede pública e predomínio de soluções individuais. De acordo com o Atlas da Agência Nacional das Águas (ANA, 2013), 16,58% do esgoto sanitário gerado no Município é coletado, sendo apenas 1,68% tratado, 52,12% é encaminhado para soluções individuais e 31,30% permanece sem nenhum atendimento, sendo lançado diretamente nos corpos hídricos. Diversos programas de tratamento de esgoto são planejados ou em construção, o que poderá modificar estes índices nos próximos anos.

Um dos programas que busca a revitalização de corpos hídricos poluídos pela emissão de esgoto é o “Programa Lagoa Viva”, um projeto pioneiro no estado lançado em agosto de 2021, que a partir da produção e lançamento de bioinsumos (microrganismos vivos), sem a utilização de produtos químicos, que serão utilizados para a revitalização das águas. O projeto iniciou na Lagoa de Araçatiba, a maior do município, e possui previsão de expansão para todo o sistema lagunar e os rios da região.

Segundo o Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento – Resíduos Sólidos (2017), 90% dos domicílios de Maricá são atendidos pela coleta domiciliar. É importante destacar que o município possui dois lixões desativados que durante décadas despejou toneladas de lixo, que correspondem aos principais passivos ambientais decorrentes do descarte inadequado de resíduos.

O sistema lagunar de Maricá-Guarapina é formado por uma série de quatro lagunas (Maricá, Barra, Padre e Guarapina) (Figura 13) interligadas por canais. Inicialmente as aberturas das lagunas com o mar eram promovidas pelos próprios moradores, na tentativa de conter o alagamento provocado pelas cheias. Elas são estuários semifechados, rasos, onde os processos físicos determinantes da circulação são o vento, a maré e, em menor grau, a descarga fluvial. Estes ambientes estão frequentemente sujeitos a impactos, tanto por influências naturais resultantes de variações das condições ambientais, quanto antrópicas, em função de aterros, dragagens, construção de pontes, recebimento de efluentes domésticos, entre outros (Kjerfve, 1996).

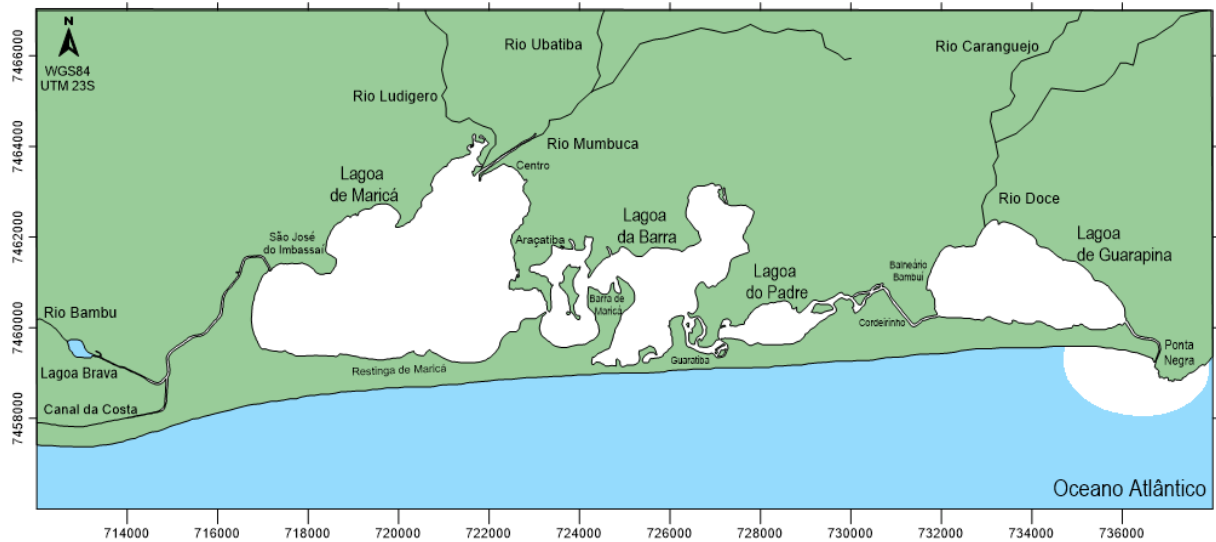


Figura 13. Vista aérea do Sistema Lagunar Maricá-Guarapina e o seu entorno.

Fonte: INEA, 2019.

Estas lagoas integram o Comitê de Bacia da Região Hidrográfica da Baía de Guanabara e dos Sistemas Lagunares de Maricá e Jacarepaguá, no âmbito do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Decreto nº 38.260 de, 16 de setembro de 2005). O Comitê é o responsável pela gestão e aplicação do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica V - Baía de Guanabara, elaborado em 2005.

Canal artificial de Ponta Negra ligando a Lagoa de Guarapina ao oceano, foi construído na década de 50 em um programa governamental de saneamento para a região das baixadas fluminenses, para limitar inundações e acabar com os focos de mosquitos transmissores da malária. Desta época é também o Canal da Costa, com cerca de 5 km de extensão, ligando a Lagoa de Maricá à praia de Itaipuaçu, que funciona mais como uma vala de drenagem dos campos outrora alagadiços (Mello & Valpassos, 2004).

Segundo a Prefeitura de Maricá, o município tem 32,9% do território protegido em unidades de conservação, totalizando 119 km² e conta com um Plano de Manejo integrado das Áreas Naturais Protegidas (PLAMINAP). São 5 unidades de conservação e três de uso sustentável, com destaque para o Parque Estadual da Serra da Tiririca e a Área de Preservação Ambiental de Maricá, que podem ser observadas nas Figura 14 e Figura 15, respectivamente.

A Área de Proteção Ambiental de Massambaba (Figura 16), se localiza na área litorânea do município de Saquarema – RJ. Sua localização compreende o litoral da Região das Baixadas Litorâneas, com 26 km de extensão de praias inseridas nos municípios de Saquarema, Araruama e Arraial do Cabo, ocupando uma área total de 76,306 km² (Santos *et al.*, 2018). A APA engloba os extensos cordões arenosos que separam a Lagoa de Araruama do mar, além de diversas lagoas menores e pequenas colinas no Município de Saquarema.

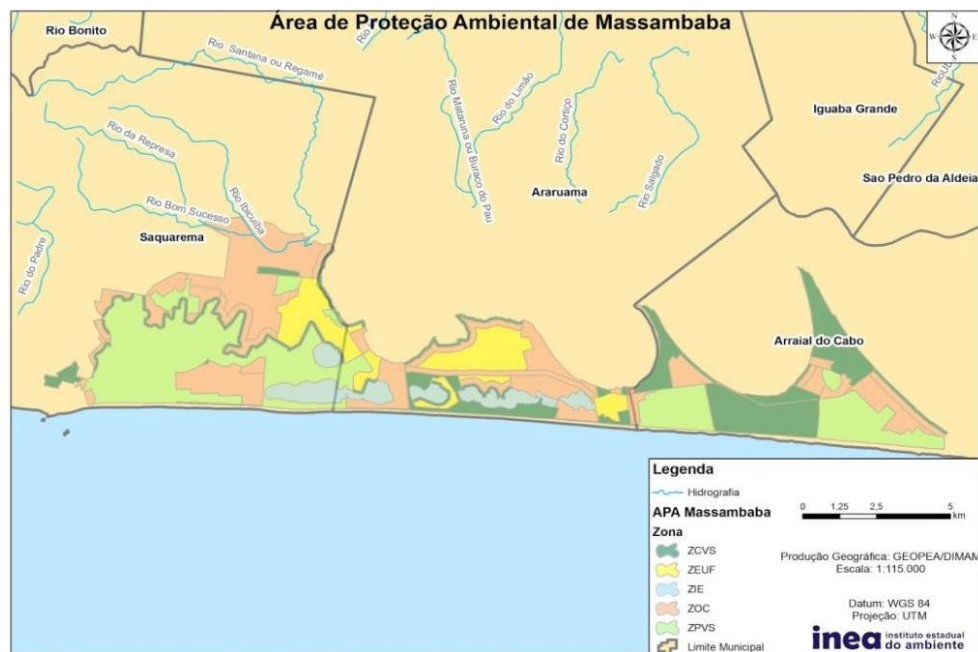


Figura 16. Área de Proteção Ambiental de Massambaba

Fonte: INEA, 2019.

5 – MATERIAIS E MÉTODOS

A coleta de dados foi dividida em duas etapas, uma realizada durante o verão (janeiro de 2019) a segunda durante o inverno (julho de 2019) afim de caracterizar variação temporal durante as duas principais estações do ano. Foram definidas 27 praias de porção arenosa (Figura 17), com um espaçamento médio de 5 quilômetros entre os locais de amostra, na faixa litorânea de quatro municípios do Estado do Rio de Janeiro: Maricá, Saquarema, Araruama e Arraial do Cabo. Além disso, as praias incrustadas, como a Praia da Sacristia em Maricá, e pontos de importância, como a praia localizada no canal da Lagoa de Saquarema, também foram selecionados para análise. Estes locais foram escolhidos por seres expostos ao vento e correntes e de diferentes usos antrópicos.

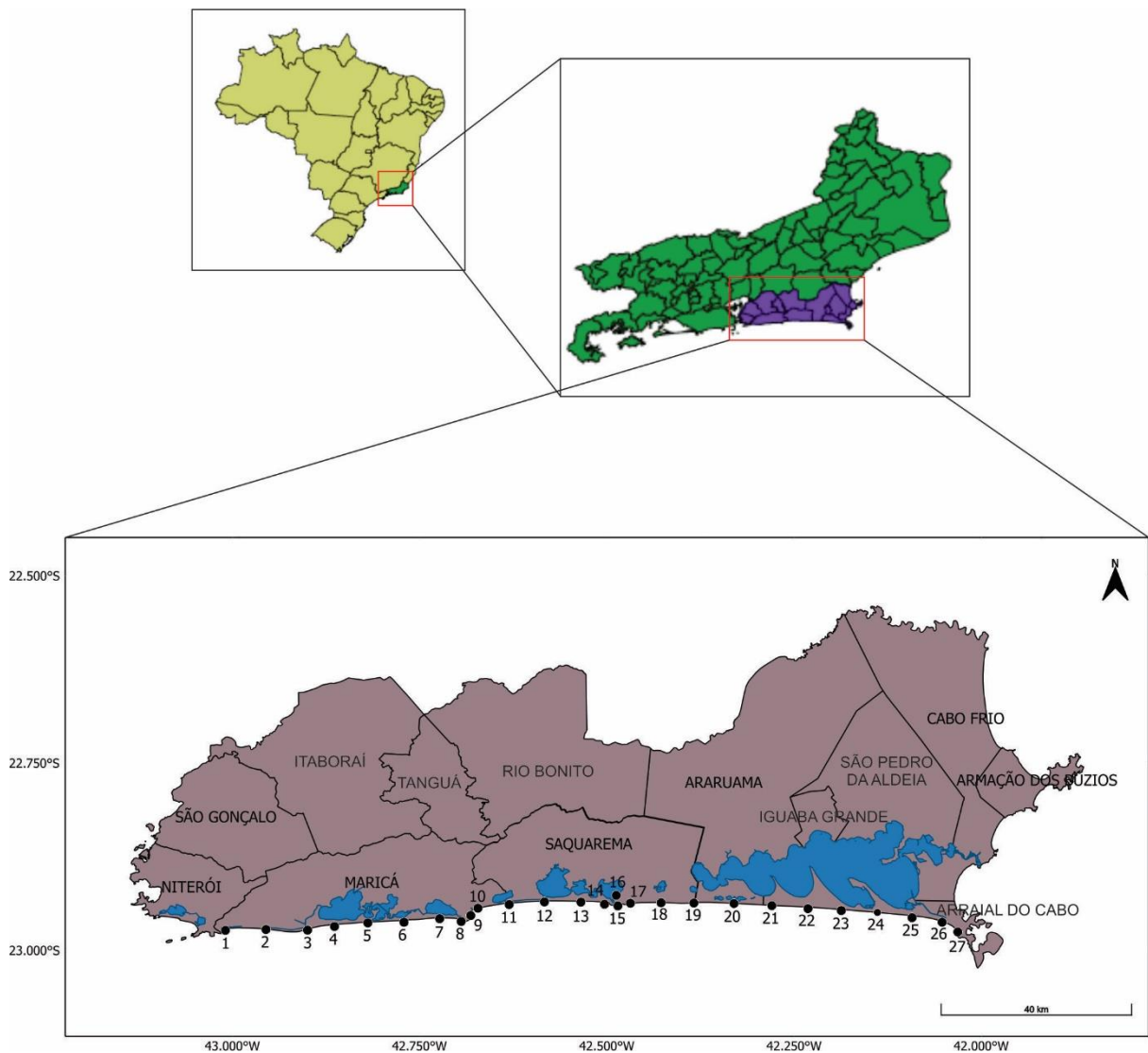


Figura 17. Área de estudo com os locais de amostragem

A Tabela 5 apresenta a localização de todas as 27 praias arenosas, sendo 11 pontos localizados em Maricá, 8 pontos em Saquarema, 2 pontos no município em Araruama e 6 pontos em Arraial do Cabo.

Tabela 5: Os pontos de coleta com suas localizações.

PONTOS DE COLETAS				
Pontos	Município	Praia	Latitude	Longitude
Ponto 1	Maricá	Praia de Itaipuaçu	-22.97201389	-43.01351944
Ponto 2	Maricá	Praia de Itaipuaçu	-22.97021066	-42.96487683
Ponto 3	Maricá	Praia do Francês	-22.97489168	-42.91424971
Ponto 4	Maricá	Praia da Barra de Maricá	-22.96576625	-42.87136916
Ponto 5	Maricá	Praia da Barra de Maricá	-22.96191857	-42.82251802
Ponto 6	Maricá	Praia de Guaratiba	-22.95935836	-42.77456450
Ponto 7	Maricá	Barra do Cordeirinho	-22.95572813	-42.72571237
Ponto 8	Maricá	Praia de Ponta Negra	-22.95766224	-42.69547954
Ponto 9	Maricá	Praia da Sacristia	-22.95022354	-42.68242118
Ponto 10	Maricá	Praia do Jaconé	-22.94687696	-42.68182910
Ponto 11	Maricá	Praia do Jaconé	-22.93663746	-42.63632879
Ponto 12	Saquarema	Praia de Saquarema	-22.93344211	-42.58714217
Ponto 13	Saquarema	Praia de Saquarema	-22.93289347	-42.53693732
Ponto 14	Saquarema	Praia da Vila	-22.93552141	-42.49572507
Ponto 15	Saquarema	Prainha	-22.93627534	-42.49368911
Ponto 16	Saquarema	Canal de Saquarema	-22.93445006	-42.49095020
Ponto 17	Saquarema	Praia de Itaúna	-22.93608615	-42.48870042
Ponto 18	Saquarema	Praia de Massambaba	-22.93450000	-42.43853889
Ponto 19	Saquarema	Praia de Vilatur	-22.93570278	-42.39095556
Ponto 20	Araruama	Praia Seca	-22.93607500	-42.34015278
Ponto 21	Araruama	Praia Seca	-22.93866389	-42.29266944

Ponto 22	Arraial do Cabo	Praia da Figueira	-22.94119444	-42.23777222
Ponto 23	Arraial do Cabo	Praia da Figueira	-22.94436389	-42.18840833
Ponto 24	Arraial do Cabo	Praia Grande	-22.94845833	-42.13889444
Ponto 25	Arraial do Cabo	Praia Grande	-22.95327500	-42.09024722
Ponto 26	Arraial do Cabo	Praia Grande	-22.96309722	-42.04446389
Ponto 27	Arraial do Cabo	Praia Grande	-22.97579167	-42.03204190

5.1 – Coleta dos sedimentos praias

As amostras foram coletadas a partir da linha da maré alta e durante o trabalho de campo foram evitadas as marés de sizígia (spring tides). Cada campanha foi realizada em dois dias, devido a quantidade de amostras, a distância para percorrer e para tentar evitar o acúmulo de banhistas nas praias, o que poderia dificultar as coletas das amostras. Os dados pluviométricos e de maré se encontram em anexo. O campo realizado no verão ocorreu em dois dias sem precipitação, durante as primeiras horas da manhã, durante o período maré vazante. Já o campo realizado no inverno ocorreu em dois dias nublados com momentos de precipitação, e também ocorreu no período da manhã, durante o período de vazante. A tabela 6 apresenta os dias das coletas, a precipitação e hora da coleta de cada campanha.

Tabela 6: Dados de dia, precipitação e hora de cada campanha.

	Campanha 1		Campanha 2	
Data	07/01/2019	08/01/2019	17/07/2019	18/07/2019
Estação	Verão		Inverno	
Precipitação	Não	Não	1,2mm	0,6mm
Hora do início da coleta	5:30h	5:35h	06:00:00	06:10:00
Hora do fim da coleta	11:30:00	11:40:00	12:00:00	11:50:00

Fonte: www.windguru.cz

A metodologia utilizada foi adaptada do método descrito no manual NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (Masura, 2015). Primeiramente é demarcado uma parcela de 1m² na linha de maré alta (Figura 18) em que serão recolhidos os primeiros 5 cm superficiais de areia, a fim de amostrar microplásticos que tinham sido depositadas pela maré mais recente, o que pode ser encontrado na seção dos sedimentos (Carvalho e Baptista Neto, 2016). Para a plotagem do local de coleta foi utilizado o GPS (Garmin Etrex 10). Antes disso o material orgânico visível foi manualmente retirado com o auxílio de uma pá.



Figura 18. Marcação de 1m² na linha de maré alta em praia analisada.

Para a coleta das amostras foi utilizada uma pá de alumínio. Após isto o material foi armazenado, pesado e devidamente identificado para posterior análise laboratorial.

5.2 – Processamento das amostras

As amostras foram analisadas no Laboratório de Geologia Marinha, na Universidade Federal Fluminense, para a extração, identificação e classificação dos microplásticos.

Para evitar contaminações, algumas medidas de prevenção de contaminação de fontes externas foram realizadas: fechamento das amostras com papel alumínio, para evitar deposição de partículas presentes no ar; a utilização de jalecos de algodão; a limpeza de todos os instrumentos e materiais empregados com água ultrapura filtrada e verificados ao microscópio para avaliar a contaminação com fibras transportadas pelo ar; limpeza da bancada de trabalho com álcool etílico 70% e papel toalha; preferência pelo uso de materiais metálicos e de vidro (Pagter *et al.*, 2018); além da filtração da solução de sal utilizada, pois estudos evidenciaram a poluição de microplásticos no sal de cozinha (Yang *et al.*, 2015; Besley *et al.*, 2017)

Uma solução hipersalina de 358,9g NaCl em 1 L de água destilada (método barato e de baixo risco químico) (Miller *et al.*, 2017), foi adicionada às amostras de areia, sendo três partes da solução salina para cada amostra de areia (Wang *et al.*, 2017). Esta mistura foi agitada manualmente por 2 minutos e deixado em repouso por 24 horas (Thompson *et al.*, 2004).

Após a decantação, para separar os microplásticos dos sedimentos por flutuação, o material sobrenadante foi filtrado através de um recipiente com filtro de papel (90 mm de diâmetro, 205 µm de espessura, 80g/m² de gramatura, teor de cinzas (%) igual a 0,5, 14 µm de poro médio e permeabilidade ao ar 20 mmCa método DIN 53.887 igual a 14 l/s m² - J.PROLAB), utilizando uma bomba de vácuo (Figura 19) para que todo o material sólido fosse retido (Thompson *et al.*, 2004). A parede do dispositivo de filtro foi lavada com água destilada e as soluções de lavagem também foram filtradas. Os filtros foram colocados em placas de petri para secar em um forno (40 ° C por cerca de 24 h) para posterior análise.



Figura 19. Filtragem utilizando a bomba a vácuo.

5.2 – Quantificação e análise morfológica

Nesta etapa foi utilizado um estereomicroscópio binocular modelo Zeiss STEMI 2000 C (Figura 20), no qual foram capturadas fotografias aproximadas e com maior detalhamento das amostras que foram fundamentais para uma melhor visualização, identificação e caracterização do material (Figura 21).



Figura 20. Estereomicroscópio do modelo Zeiss STEMI 2000 C utilizado durante todo o processo de pesquisa.

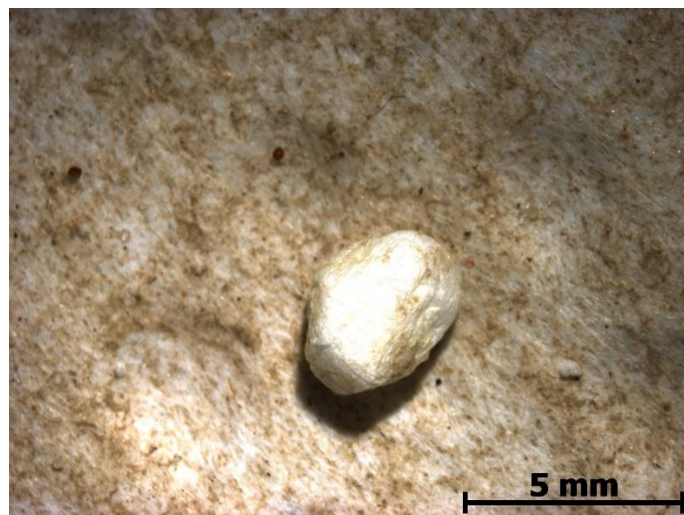


Figura 21. Fotografia tirada de amostra com o auxílio do estereomicroscópio binocular.

Devido a sua heterogeneidade, os microplásticos foram divididos de acordo com as características em 5 categorias: fibras, fragmentos, isopor (poliestireno), plásticos filmes e pellets (Gesamp, 2019).

A cor pode fornecer informações importantes sobre as fontes de lixo marinho. Os MP foram classificados nas seguintes cores: transparente, branco, azul, cinza, vermelho, verde, laranja, marrom, amarelo e rosa (Figura 22).

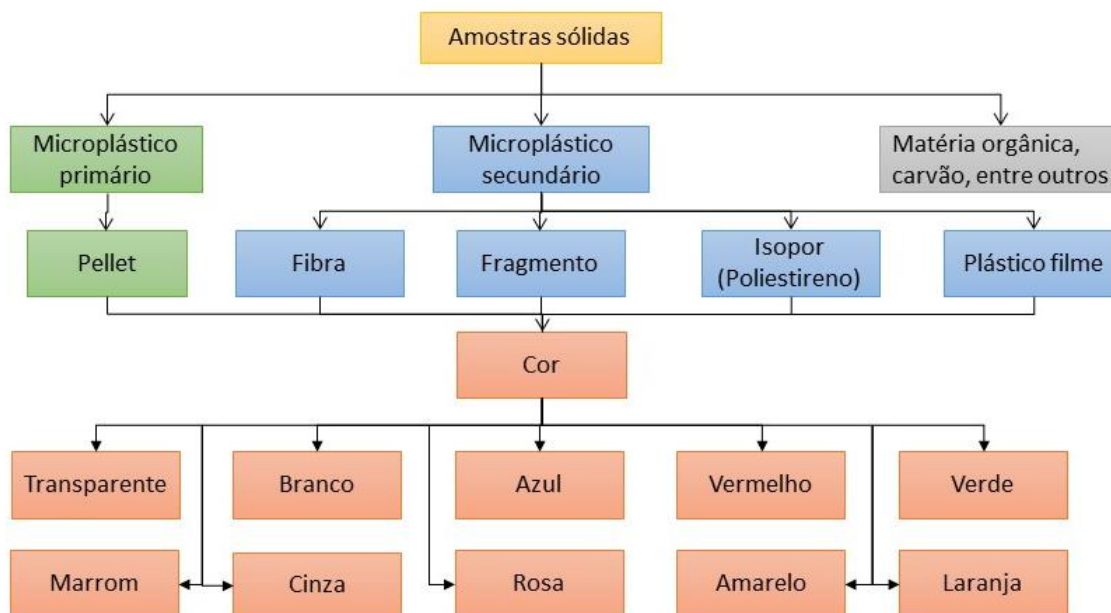


Figura 22. Fluxograma de classificação dos microplásticos e suas respectivas classes e cores.

5.3 – Tratamento dos dados

Os dados obtidos a partir das análises da lupa binocular foram inicialmente organizados em tabelas no *Microsoft Excel*; em seguida, foram gerados as médias de itens de MP por m² (itens.m²) e por kg (itens.kg⁻¹) de cada ponto nas duas estações de coleta, inverno e verão, com a produção de gráficos comparativos entre ambos. Seguidamente, foram confeccionados gráficos com os resultados das cores, formas e dos arcos praias.

Posteriormente, foram produzidos mapas da área de estudo com a concentração de MP de cada ponto de coleta. A confecção dos mapas foi realizada nos programas *ArcGis 10.1* e no *Corel Draw*; a base cartográfica da área de estudo foi obtida na plataforma de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

5.4 – Análise química

Foram escolhidas 30 amostras de microplásticos de pontos de coleta e campos distintos, para análise no Espectrômetro de Infravermelho com Transformada de Fourier com um cristal de diamante de Reflexão Total Atenuada (FTIR-ATR), usando um modelo de Espectrômetro de Infravermelho por Transformada de Fourier Thermofisher Nicolet iS50 (Figura 23). As análises foram realizadas no Laboratório Multiusuário de Espectroscopia (LAME), na Universidade Federal Fluminense.



Figura 23. Espectrômetro Nicolet iS50 FTIR utilizado na pesquisa

A espectroscopia FTIR fornece informações sobre as ligações químicas específicas e grupos funcionais de cada polímero plástico que são identificados com este método. As diferentes composições de ligação produzem espectros únicos que discriminam plásticos de outras partículas orgânicas e inorgânicas (Löder & Gerdts, 2015). Este método compara o espectro IR de uma amostra de plástico desconhecida com espectros de polímeros conhecidos.

As partículas foram selecionadas respeitando o limite de 500 μm , pois a análise do FTIR-ATR precisa colocar as amostras em contato com o cristal de ATR (Figura 24). Assim, analisar partículas menores que 500 μm em FTIR-ATR é difícil e o uso de micro-FTIR (μFTIR) é indicado (Gesamp, 2019). A composição química do polímero foi identificada comparando-se

toda a faixa espectral dos espectros não processados com os espectros de referência nos espectros identificados com *Open Specy*, versão 0.9.5 (Cowger *et al*, 2021).

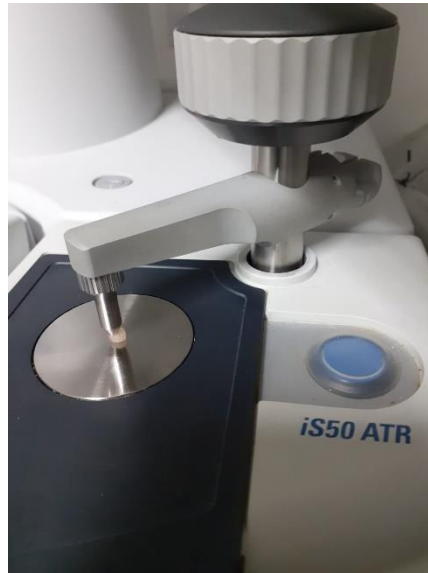


Figura 24. Análise química do microplástico selecionado.

6 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 – Análise qualitativa

A classificação morfológica das partículas encontradas teve como objetivo identificar as principais características dos microplásticos, sendo estas: forma, cor, tamanho e caracterização química.

6.1.1 – Análise dos microplásticos por forma

A separação dos MP por formas auxilia a sua identificação. Como já mencionado no presente estudo foram identificados e classificados os MP como fibras, fragmentos, filmes, pellets e poliestireno (isopor).

Os dois campos apresentaram resultados distintos sobre os tipos de MP. Durante o verão (Figura 25) as fibras com 56% do total coletado, seguido por plástico filme com 24%, fragmento com 17%, e poliestireno, conhecido popularmente como isopor, com 2%. Com somente 1%, os pellets foram a forma com a menor concentração.

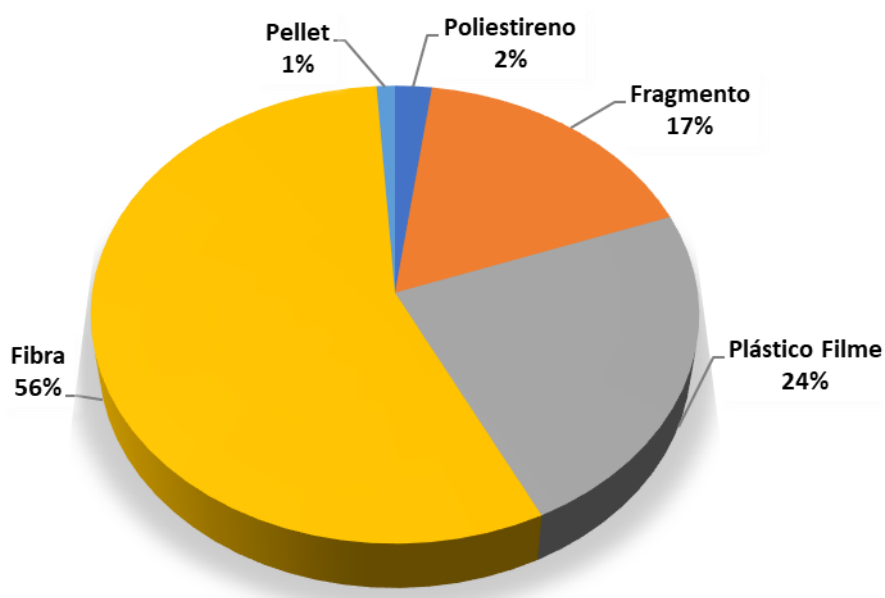


Figura 25. Tipos de MP detectados durante o campo realizado no verão.

A Figura 26 apresenta as formas de MP por porcentagem em cada ponto de coleta realizado no verão, onde é perceptível o predomínio das fibras.

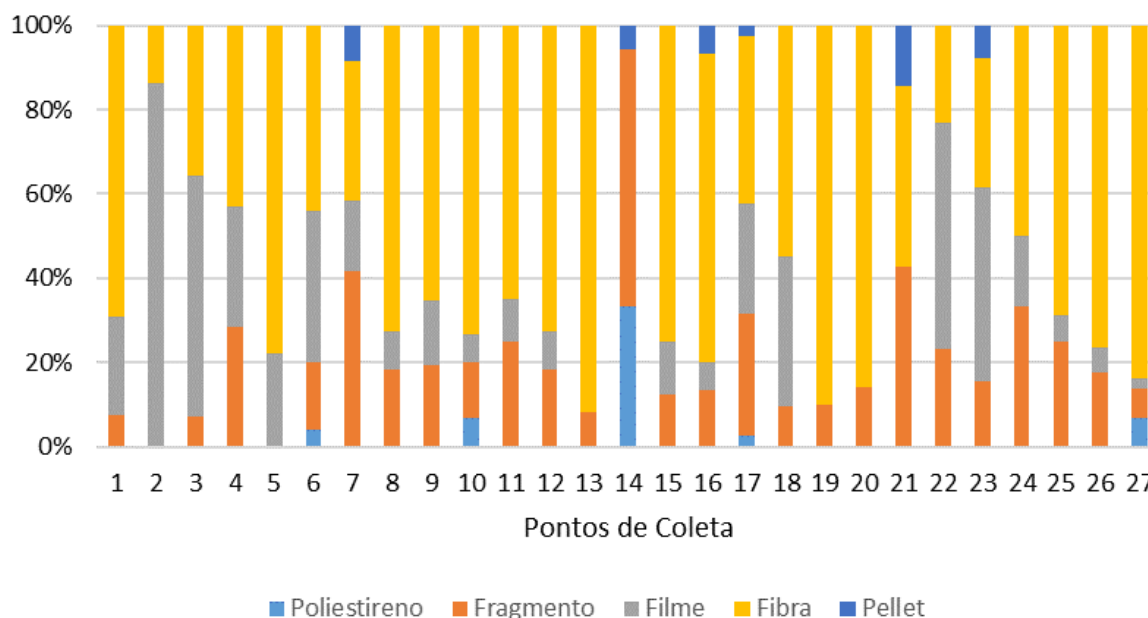


Figura 26. Percentual das formas de MP em cada ponto de coleta do campo do verão.

Durante a campanha do inverno (Figura 27) a forma de microplástico que mais se destacou foi fragmento com 53% do total coletado, seguido pelos pellets (21%), as fibras (19%), o poliestireno (5%) e o plástico filme com apenas 2%. É importante destacar os pellets, que no primeiro campo a sua concentração foi de apenas 1%, a menor de todas as categorias e saltou para 21%,

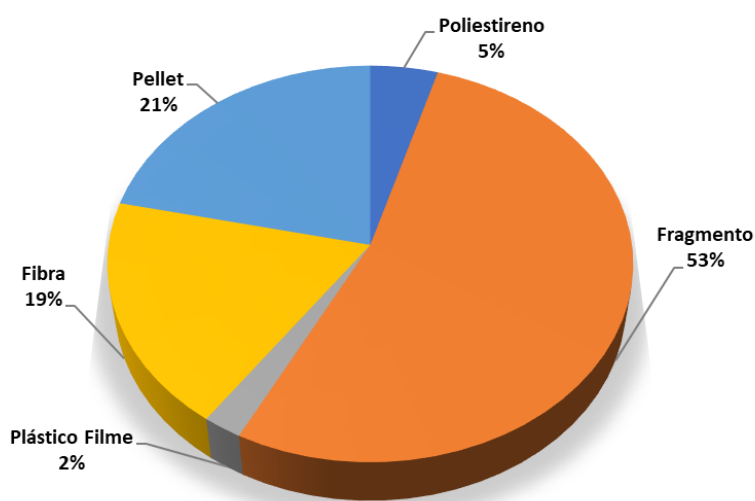


Figura 27. Tipos de MP detectados durante o campo realizado no inverno.

A Figura 28 apresenta as formas de MP por porcentagem em cada ponto de coleta realizado no inverno, onde é perceptível o predomínio dos fragmentos.

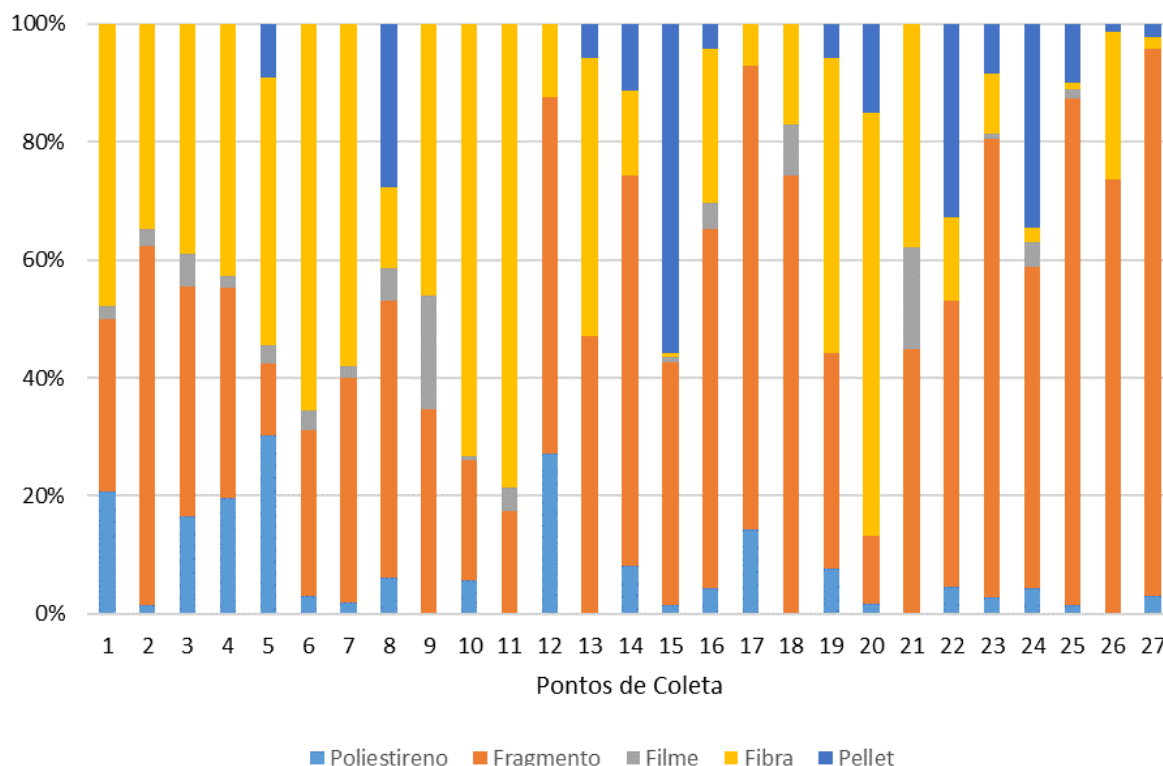


Figura 28. Percentual das formas de MP em cada ponto de coleta do campo do verão.

Fragmentos de microplástico (Figura 29) foram o tipo de partícula mais encontrado durante o estudo com um total de 1681 itens, sendo 47,5% do total, com destaque para o campo realizado no inverno (53%). As praias que mais se destacaram na concentração desta forma de poluente foram a Praia de Itaipuaçu, no ponto 2, com 61% do total; a Praia de Ponta Negra (Ponto 8) com 47% do total; a Praia de Jaconé (Ponto 12), com 60% do total; a Prainha (Ponto 15), com 41% do total; a Praia de Itaúna (Ponto 17), com 79% do total; a Praia de Figueira (Ponto 23), com 78% do total; além da Praia Grande (pontos 24 a 27) apresentaram concentrações acima dos 70%. Todos estes resultados elevados de detecção de fragmentos de MP ocorreram durante a campanha do inverno.



Figura 29. Representações dos MP da categoria fragmento detectados durante a análise morfológica.

Estes fragmentos são, provavelmente, provenientes de fontes secundárias, ou seja, resultado da fragmentação de meso e/ou macroplásticos presentes na água. A ausência de indústrias de plástico de destaque nos municípios abrangentes da área de estudo é um fator de destaque para a falta do MP primário. Mas é importante destacar a proximidade com a Baía de Guanabara, principalmente as praias próximas localizadas em Maricá (Carvalho e Baptista Neto, 2016). No entanto, Ballent *et al.* (2016) mencionaram que uma parcela de microplásticos, categorizados como fragmentos, podem ser provenientes de produtos cosméticos. Além disso, segundo Leslie (2014), a produção de cosméticos não se limita apenas ao uso de morfologias esféricas, mas também ao emprego de fragmentos micrométricos de plásticos. Portanto, esse potencial fonte de microplásticos precisa ser considerada. Entretanto, de acordo com os microplásticos coletados é possível observar fragmentos com formatos irregulares, sugerindo fragmentação advinda de objetos maiores e, portanto, origem secundária.

Outros trabalhos destacam a presença de fragmentos entre os microplásticos. Madureira (2020) em estudo realizado nas praias do Caribe Sul da Costa Rica, identificou 22% de fragmentos, concentração abaixo da apresentada neste estudo, que foi de 47,5%. Como também

identificou Leonor (2020), em pesquisa realizada em praias da costa algarvina, em Portugal, onde somente 7% dos MP detectados eram fragmentos. Macedo (2020) em trabalho realizado em praias da Ilha Grande, litoral sul fluminense, identificou que 24% dos microplásticos analisados eram fragmentos. Já Vicente (2018) em praias da Região do Lagos, no Rio de Janeiro, observou que 50% dos micropoluentes detectados eram fragmentos, concentração semelhante a apresentada neste estudo, o que também ocorreu com Carvalho e Baptista Neto (2016), com uma concentração de 56%, em estudo realizado em praias da Baía de Guanabara (RJ). Vale ressaltar que estes dois últimos estão localizados próximos a área de estudo deste trabalho.

O segundo tipo de MP mais encontrado foram as fibras sintéticas (Figura 30), com o total de 874 itens (24,7%) detectados durante a pesquisa. Durante a campanha do verão foram detectadas 316 fibras, sendo 56% de toda contaminação microplástica a maior entre as formas. Já no inverno a quantidade detectada em todos os pontos foi de 558 fibras, 19% do total de MP desta campanha. A praia Grande, em Arraial do Cabo (pontos 26 e 27) apresentou uma concentração de fibras acima de 90% de todos os MP detectados durante o verão, enquanto que no inverno esta concentração caiu para 25% no ponto 26 e apenas 2% no ponto 27.

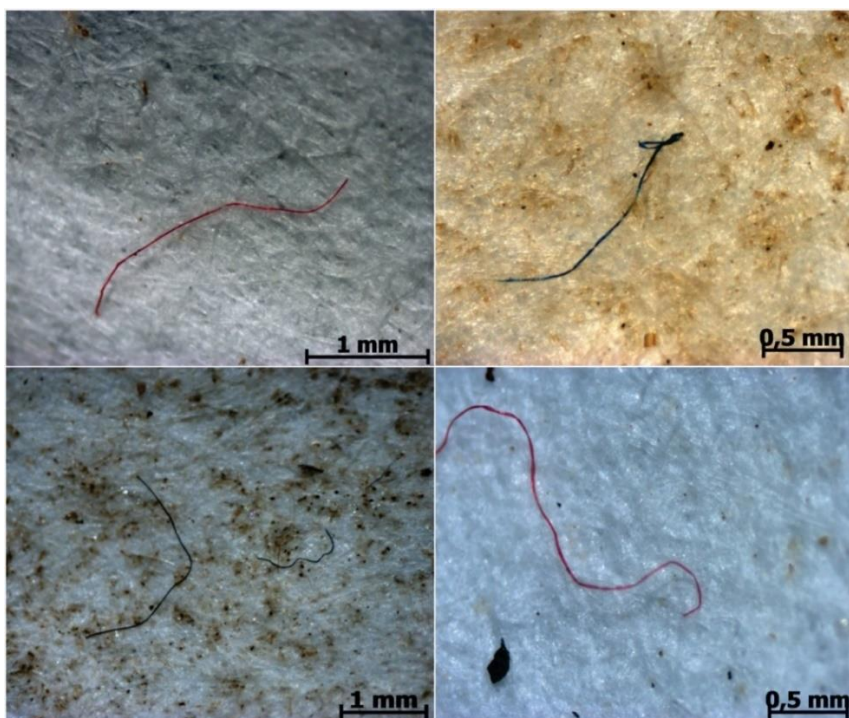


Figura 30. Representações dos MP da categoria fibra detectados durante a análise morfológica.

Uma das origens das fibras são fragmentos do cabo de nylon utilizados nas atividades pesqueiras (Baptista Neto *et al.*, 2019) e de fibras têxteis (Gesamp, 2019). As fibras podem entrar na água por descarte ou abandono não intencional durante as atividades relacionadas com a pesca e carga e descarga de navios (Moore *et al.*, 2001; Cole *et al.*, 2011; Desforges *et al.*, 2014). As atividades relacionadas a pesca já foram identificadas como uma fonte importante da poluição plástica no Pacífico (Richardson *et al.*, 2017) e no Oceano Atlântico (Monteiro *et al.*, 2018). Baptista Neto *et al.* (2019) relacionou a grande concentração de fibras encontradas na plataforma continental adjacente à Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Brasil) ao emissário submarino existente naquela área, além dos efluentes de esgotos lançados diretamente na costa ou nos rios que irão posteriormente, desembocar no mar. De acordo com Mathalon e Hill (2014), microplásticos, especialmente em forma de fibra, representam ameaças aos organismos se forem consumidos porque estes MP podem causar bloqueios no trato digestivo (Wright *et al.*, 2013).

Em pesquisa realizada em praias da Baía de Guanabara (RJ), local próximo à área de pesquisa deste estudo, Carvalho e Baptista Neto (2016) identificaram que 7,2% dos MP eram fibras, concentração próxima a identificada por Macedo (2020), em praias da Ilha Grande, com 9% das amostras. Madureira (2020) em pesquisa das praias de Costa Rica, também apresentou resultado semelhante com 6% de fibras do total de amostras. Já Vicente (2018), em estudo das praias do litoral leste fluminense, observou 17%, uma concentração acima dos outros trabalhos mencionados, mas abaixo do valor neste estudo (24,7%).

Referente aos pellets, terceira categoria em maior quantidade, foram detectados 649 itens ao total (18,3%). Durante o verão, só foram encontrados 6 pellets, ao longo de 6 pontos distintos. Já no inverno, a concentração deste poluente elevou para 643, representando 22,6% de toda estação. As praias de maior destaque na concentração deste poluente foram a Prainha, em Saquarema (ponto 15), com 395 pellets, com 55,8% do total (foto 31), sendo a maior concentração de uma forma de MP em todo estudo, a Praia Grande, em Arraial do Cabo, com 116 pellets (34,6% do total), e a Praia de Ponta Negra, em Maricá, com 50 pellets (27,6% do total).

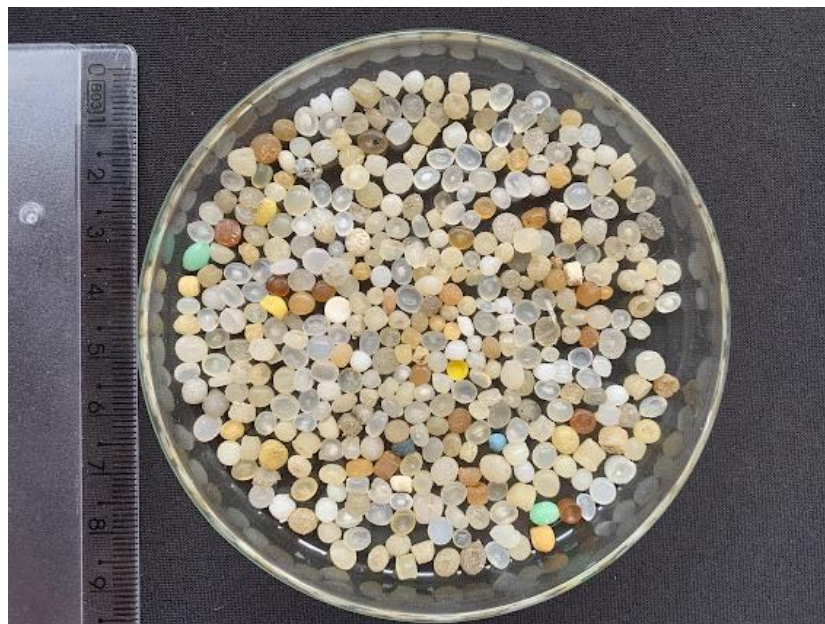


Figura 31. Pellets detectados na amostra do ponto 15, na Prainha – Saquarema – durante a estação do inverno.

Outros tipos de pellets de resina, coloridos e pretos, também foram observados, e alguns apresentaram fortes sinais de envelhecimento e intemperismo (Figura 32). De acordo com Endo *et al.* (2005), os pellets brancos são pellets virgens brancos translúcidos e os pellets amarelo-marrons são pellets envelhecidos que passaram algum tempo nos oceanos. Pelotas coloridas incluem vários pigmentos e pelotas pretas são compostas principalmente de poliuretano (PU). Endo *et al.* (2005), Ogata *et al.* (2009), Fotopoulou e Karapanagioti (2012) sugeriram que os pellets pretos e envelhecidos apresentaram a maior diversidade de poluentes absorvidos, tanto para os policlorobifenilos (PCBs) quanto para os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), e o fato de que os pellets envelhecidos estavam em maior estado de degradação (mostrando áreas de superfície aumentadas e com mais polaridade) indicou que eles interagiram de forma mais eficiente com uma variedade de compostos químicos em comparação com os pellets virgens. Além disso, Holmes *et al.* (2012) destacaram que a sorção de metais traço em pellets de plástico virgem foi muito menor do que em pellets de plástico encalhados.

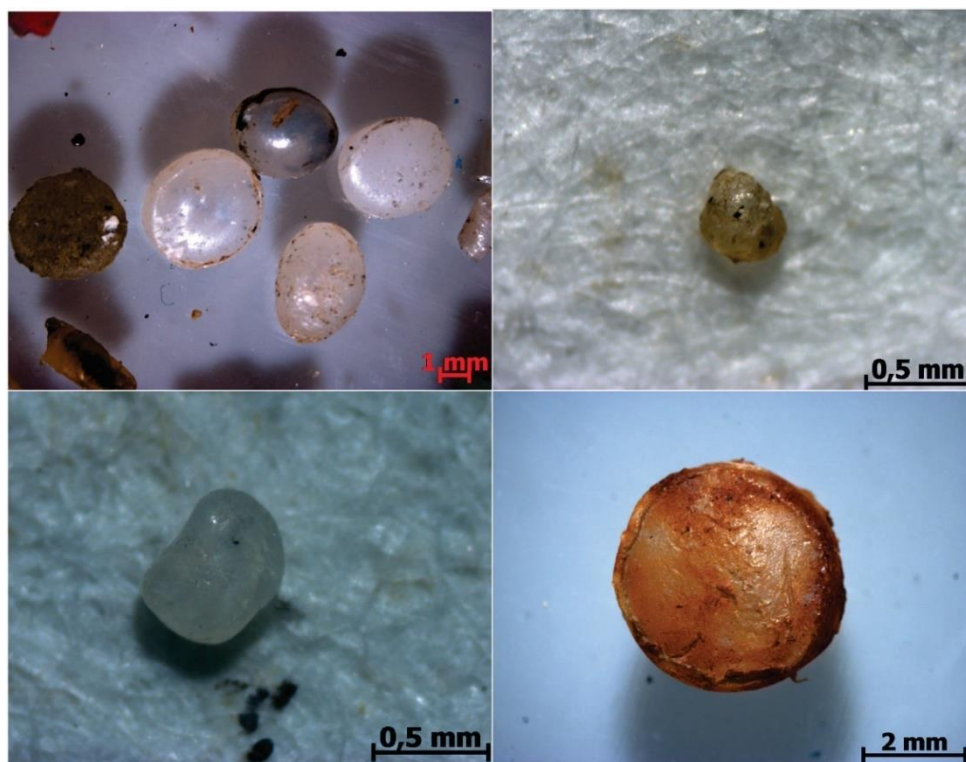


Figura 32. Representações dos MP da categoria pellet detectados durante a análise morfológica.

Esses pellets de resina de pré-produção já foram observados em vários ambientes costeiros no Brasil, (Leite *et al.*, 2014; Ivar do Sul *et al.*, 2009, 2013; Baptista Neto e da Fonseca, 2011; Ivar do Sul e Costa, 2007; Araújo e Costa, 2004; Santos *et al.*, 2009, e em vários outros ambientes costeiros ao redor do mundo (Juan *et al.*, 2014; Rochman *et al.*, 2013a ,b; Moore, 2008) que estão longe das instalações de produção de plástico, como ocorre no presente estudo. Carvalho e Baptista Neto (2016) detectaram que 9,9% das amostras de MP eram pellets em sua pesquisa na Baía de Guanabara, concentração próxima a apresentada por Macedo (2020) em estudo das praias da Ilha Grande, com 10%. Estas concentrações estão abaixo da detectada neste estudo (18,3%). Já outros trabalhos relataram concentrações maiores, como Madureira (2020), que apresentou uma concentração de 57% de pellets, em praias do Caribe Sul da Costa Rica. Concentrações semelhantes também foram demonstradas por Garcés-Ordóñez *et al.* (2020) na costa de Cartagena e no litoral português por Antunes *et al.* (2018).

As partículas do tipo filme (Figura 33) foram a quarta maior concentração representando 5,6% dos poluentes encontrados, com um total de 197 itens. Ao contrário dos outros tipos de contaminação microplástica, os filmes apresentaram a maior concentração durante o verão, com 131 itens (23,3%), enquanto que durante o inverno diminuiu para 66 itens, representando 2,3%

do total durante a estação. Esse tipo de MP é composto por material fino e flexível, e provavelmente originado a partir de embalagens deste tipo (Bancin *et al.*, 2019).

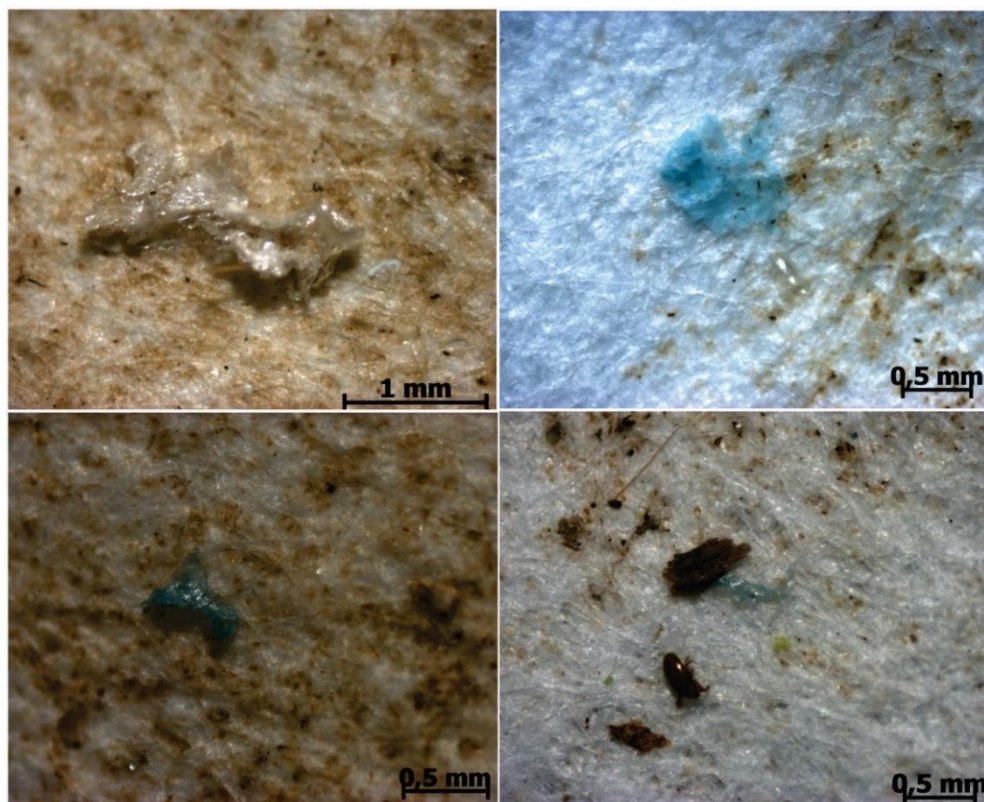


Figura 33. Representações dos MP da categoria filme detectados durante a análise morfológica.

A praia de Itaipuaçu (ponto 2) se destacou com a maior presença de filmes plásticos. Observou-se que durante o verão foram detectados 38 destes poluentes, representando 86% do total. O ponto 3, ainda na mesma praia, também apresentou resultados elevados, com 16 itens (57% do total), o que demonstra uma constância deste tipo de contaminação microplástica neste local. A presença dos filmes pode estar associada a fragmentação de materiais como sacolas e fitas, que utilizam estes tipos de plástico, como mencionou Castro *et al.* (2016) em pesquisa realizada na enseada de Jurujuba, em Niterói-RJ.

Outros trabalhos apresentaram resultados aproximados ao presente estudo (5,6% de filmes). Em praias do Caribe Sul da Costa Rica, Madureira (202) observou que 4% dos MP detectados eram filmes plásticos, concentração idêntica a apresentada por Macedo (2020) em trabalho realizado em praias da Ilha Grande-RJ. Já Olivatto *et al.* (2019) em estudo realizado nas águas superficiais da Baía de Guanabara, o filme foi o segundo item mais encontrado. Fato que se repete em pesquisa realizada por Leonor (2020) na costa algarvia em Portugal.

Os microplásticos do tipo poliestireno (Figura 34), popularmente conhecido como isopor, constituíram a categoria com a menor detecção durante o estudo, com 4,2% do total (148 itens), sendo a segunda menor concentração durante o verão e a menor durante o inverno. Os pontos que obtiveram maior destaque foram a Praia da Barra de Maricá (inverno), em Maricá, e a Praia da Vila (verão) em Saquarema. Estas praias são conhecidas por receberem muitos banhistas durante o ano e o recorrente uso de embalagem de isopor, como recipientes, por estes podem ser uma importante fonte de poluição para estes locais. A concentração deste poluente foi menor quando comparados a outros trabalhos. Madureira (2020) em pesquisa da praia de Cieneguita (Costa Rica), área próxima à foz de rio, detectou 64 itens de isopor por m². Karthik *et al.* (2018) também observou uma elevada concentração de isopor em praias próximas a desembocadura de rios na costa sudeste da Índia, variando entre 10-19%. Carvalho e Baptista Neto (2016), em praias da Baía de Guanabara-RJ, região conhecida pela elevada concentração populacional e industrial, detectou uma grande concentração de fragmentos de isopor (26,7%). As características apresentadas por estes estudos, elevada urbanização e industrialização, além da proximidade de desembocadura de rios, são atributos que não se encontram na área de estudo, o que explica a sua baixa concentração.

Os isopores, em sua totalidade, tinham cor branca (Figura 34), além de grande parte estarem com aspecto desgastado, possivelmente resultado da ação dos processos intempéricos devido ao retrabalhamento pelos processos costeiros e exposição subaérea dos mesmos (Madureira, 2020). Características semelhantes foram também encontradas em isopores presentes em sedimentos de praias do Caribe da Guatemala por Mazariegos-Ortíz *et al.* (2020), que observou que estes materiais possuíam um aspecto amarelado indicando seu elevado tempo de exposição em ambientes marinhos.



Figura 34. Representações dos MPs da categoria poliestireno detectados durante a análise morfológica.

6.1.2 – Análise dos microplásticos por cores

A coloração dos microplásticos foi determinada também com auxílio do estereomicroscópio, onde foram classificadas doze categorias: transparente, branco, azul, preto, cinza, vermelho, verde, laranja, marrom, amarelo e rosa. Os MP coletados durante a campanha do verão (Figura 35), a cor azul obteve maior destaque, com mais de 1/3 de todos os detectados. Outros destaques são para as cores branca e transparente.

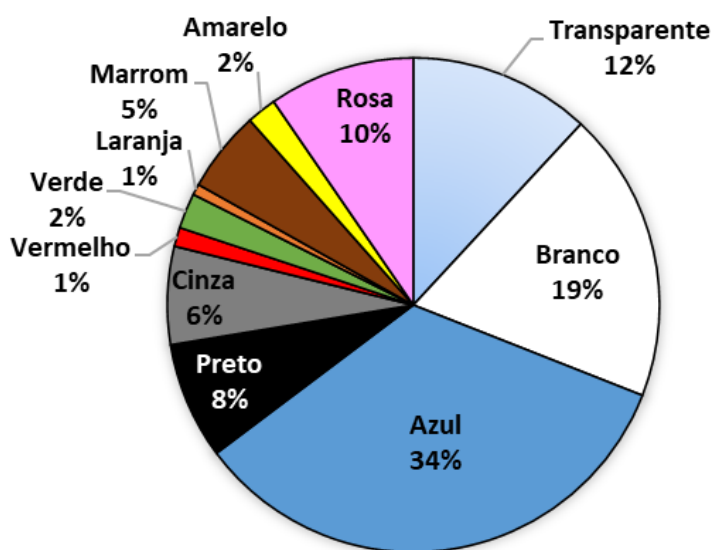


Figura 35. Porcentagem em relação a coloração dos MP identificados durante o campo do verão

O predomínio de MP de cor azul também foi verificado por Madureira (2020) em praias da Costa Rica, como também por Frias *et al.* (2016) em sedimentos costeiros da plataforma do sul de Portugal, por Pagter *et al.* (2020) em sedimentos de fundo da Baía de Galway, na Irlanda que dentre os micro resíduos identificados, 45% era composto por fragmentos azuis. Uma possível fonte de microplásticos da cor azul, são as partículas liberadas por materiais utilizados durante as práticas de pesca, como por exemplo as redes, atividade muito popular em toda faixa litorânea pesquisada. Este fato também foi descrito por Bertoldi (2021) em pesquisa realizada na Região Sul do Brasil.

A variedade das cores nos microplásticos coletados durante o estudo sugere que diversas e distintas são as fontes que contribuem para a contaminação do corpo hídrico por partículas de plásticos (Gallagher *et al.*, 2016; Stolte *et al.*, 2015).

Durante o campo realizado no inverno outras cores se destacaram principalmente a cor branca, que obteve um grande crescimento quando comparado ao campo anterior. O gráfico abaixo (Figura 36) apresenta o percentual de cores dos MP coletados durante o campo realizado no inverno.

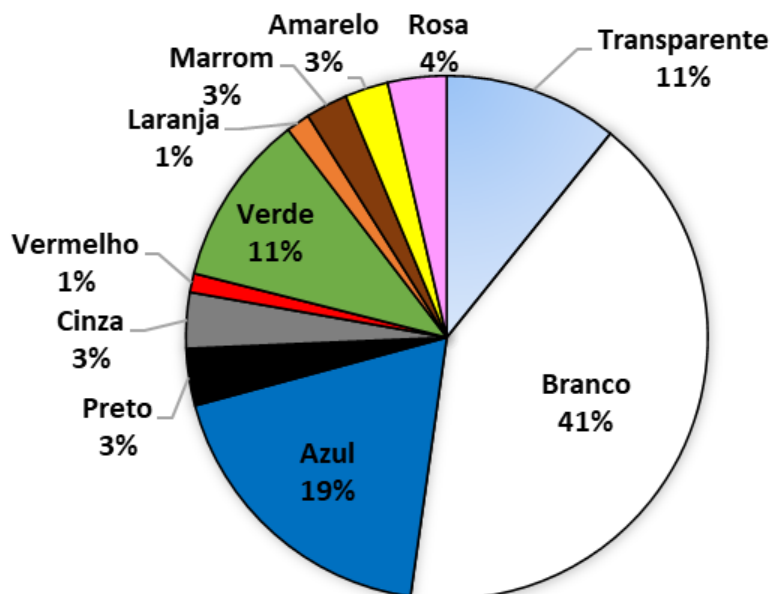


Figura 36. Porcentagem em relação a coloração dos MP identificados durante o campo do inverno.

A elevada proporção de microplásticos branco-transparentes pode ser oriunda da grande quantidade de itens produzidos nesta coloração, como sacos plásticos para transporte, caixas de alimentos e outras embalagens (Li *et al.*, 2019; Xiong *et al.*, 2018). Outro fator importante é a possível descoloração de plásticos coloridos no ambiente, devido à exposição à luz ultravioleta e/ou outros agentes estressores. Isto pode elevar a proporção desta classe de coloração, como já mencionado por Wong *et al.* (2020), que encontraram maior quantidade de microplásticos incolores e observaram que muitas partículas de coloração branca ou descoloridas, quando fragmentadas, possuíam coloração intensa em sua parte inferior, região com menor exposição às intempéries do meio ambiente.

Outro ponto de destaque é o elevado número de fibras coletadas que apresentavam um desgaste em suas cores, o que indicaria que este MP já se encontra neste ambiente por um tempo maior, quando comparados aos que ainda se encontram com as suas cores mais conservadas. As imagens abaixo (Figura 37) apresentam quatro exemplos de fibras que estão em processo de descoloração.

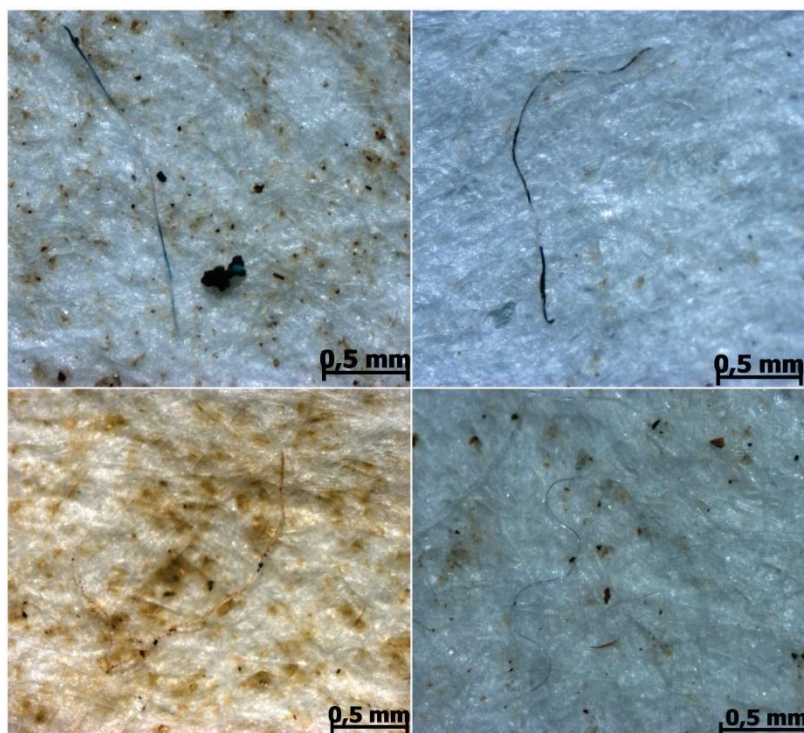


Figura 37. Fibras coletadas durante o presente estudo que apresentam descoloração.

A descoloração dos microplásticos indica que a partícula foi submetida a fatores estressores que ocasionaram sua degradação, causando lixiviação e/ou degradação de corantes presentes no material para o meio ambiente (Bertoldi, 2022). Em seu trabalho sobre o assunto, Luo *et al.* (2020) apontou que quanto maior o tempo de exposição a luz, maior a lixiviação dos pigmentos presentes nos microplásticos. A lixiviação ocorre devido às fracas interações aos quais estes compostos são incorporados aos plásticos, portanto, uma vez submetidos a fatores estressores, estes podem ser facilmente lixiviados para corpos d'água e tornarem-se disponíveis para organismos, causando potenciais danos ao meio ambiente.

6.2 – Identificação dos polímeros por espectroscopia de absorção no infravermelho médio

A análise química permitiu reconhecer a composição dos microplásticos. A caracterização química do microplástico foi realizada pela técnica de espectroscopia de absorção na região do infravermelho médio (FT-IR) com refletância total atenuada (ATR). Esta é uma técnica amplamente utilizada para análise de polímeros e, consequentemente, recomendada para este tipo de pesquisa, pois possui capacidade suficiente para identificar

microplástico. Pelo tamanho do material presente neste trabalho (300 µm a 5 mm), a técnica é facilitada, pois o material além de poder ser visto a olho nu, é facilmente manuseado por pinça, o que requer pouca habilidade para usar o sistema do equipamento que é, de certa forma, simples (Thermofisher, 2018).

Com isso, foi possível identificar os espectros de alguns polímeros através da representação de uma partícula de cada categoria. Foram escolhidos 30 MP de formas, pontos de coletas e campos distintos (Tabela 7). As amostras estarem classificadas na mesma categoria de formato, dureza e cor não garantiu que apresentassem a mesma identificação polimérica, pois na mesma categoria foi observado mais de um polímero, quando se comparado com amostras de réplicas diferentes ou estação diferente. Isto ocorre pela capacidade destes polímeros em se apresentarem de diversas formas e cores no consumo humano.

Tabela 7: Análise química das amostras selecionadas e o seu tipo de polímero.

Amostra	Campo	Ponto de Coleta	Forma	Cor	Tipo de Polímero
Amostra 1	inverno	ponto 25	pellet	branco	Polietileno + silicato (areia) + Matéria orgânica
Amostra 2	verão	ponto 4	fragmento	verde	Polietileno de alta densidade
Amostra 3	inverno	ponto 28	fragmento	azul	Polietileno + Silicato (areia) + Matéria orgânica
Amostra 4	inverno	ponto 15	pellet	transparente	Polipropileno
Amostra 5	verão	ponto 19	fibra	azul	Polietileno de baixa densidade
Amostra 6	inverno	ponto 28	fibra	transparente	Polipropileno
Amostra 7	verão	ponto 2	filme	transparente	Polietileno + silicato (areia) + Matéria orgânica
Amostra 8	inverno	ponto 26	pellet	amarelo	Polietileno de alta densidade
Amostra 9	inverno	ponto 22	fragmento	transparente	Polipropileno

Amostra 10	verão	ponto 12	fibra	verde	Polietileno + silicato (areia) + Matéria orgânica
Amostra 11	inverno	ponto 25	filme	branco	Polipropileno
Amostra 12	verão	ponto 9	poliestireno	branco	Poliestireno expandido
Amostra 13	inverno	ponto 23	fragmento	cinza	Polipropileno
Amostra 14	inverno	ponto 26	fragmento	amarelo	Polipropileno
Amostra 15	inverno	ponto 19	pellet	marrom	Polietileno de baixa densidade
Amostra 16	verão	ponto 16	fragmento	branco	Polietileno de alta densidade
Amostra 17	inverno	ponto 25	fragmento	azul	Polipropileno
Amostra 18	inverno	ponto 25	fragmento	roxo	Polipropileno
Amostra 19	verão	ponto 14	poliestireno	branco	Poliestireno expandido
Amostra 20	inverno	ponto 9	fragmento	amarelo	Polietileno de alta densidade
Amostra 21	inverno	ponto 28	fibra	verde	Acrilonitrila butadieno estireno
Amostra 22	inverno	ponto 28	filme	transparente	PE+silicato+bio
Amostra 23	inverno	ponto 15	filme	branco	Polipropileno
Amostra 24	inverno	ponto 25	fragmento	laranja	Polietileno de alta densidade
Amostra 25	inverno	ponto 18	poliestireno	amarelo	Poliestireno expandido
Amostra 26	inverno	ponto 15	fragmento	transparente	Polipropileno
Amostra 27	inverno	ponto 15	filme	marrom	Polietileno de baixa densidade
Amostra 28	inverno	ponto 28	pellet	branco	PE+silicato+bio
Amostra 29	inverno	ponto 27	fragmento	cinza	Polipropileno
Amostra 30	inverno	ponto 1	fibra	transparente	Polipropileno

Ao total foram detectados sete tipos de polímeros entre as 30 amostras de MP seleccionadas. O polipropileno (PP) foi o mais frequente com 12 detecções, seguido de polietileno (PE) com 6, polietileno de alta densidade (PEAD) com 5, poliestireno expandido (EPS) com 3,

polietileno de baixo intensidade (PEBD) com 3, acrilonitrila butadieno estireno (ABS) com uma detecção (Figura 38).

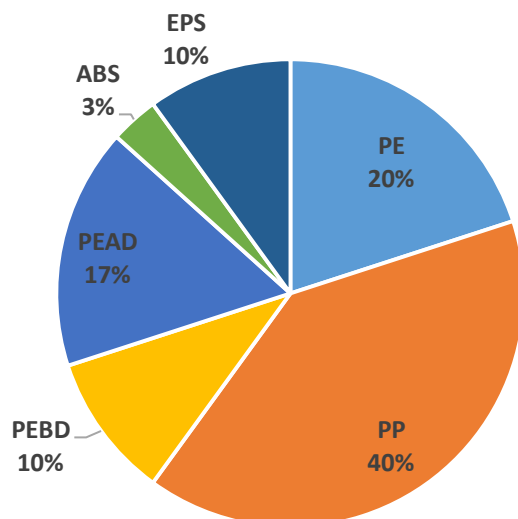


Figura 38. Gráfico com os tipos de polímeros detectados nas amostras de MP selecionadas.

O espectro de polipropileno (PP) representado na Figura 39 (amostra 6), que é uma amostra de MP de fibra transparente, é caracterizado inicialmente por 4 bandas referentes a deformação axial da ligação C-H de alcanos, na região de 3000 a 2840 cm^{-1} . Estas vibrações estão entre as que menos sofrem efeito batocrômico e hipsocrômico, ou seja, variam menos a posição no espectro (Silverstein, 2019). O polipropileno foi detectado em doze amostras, sendo o polímero predominante entre os 30 MP selecionados para a análise química.

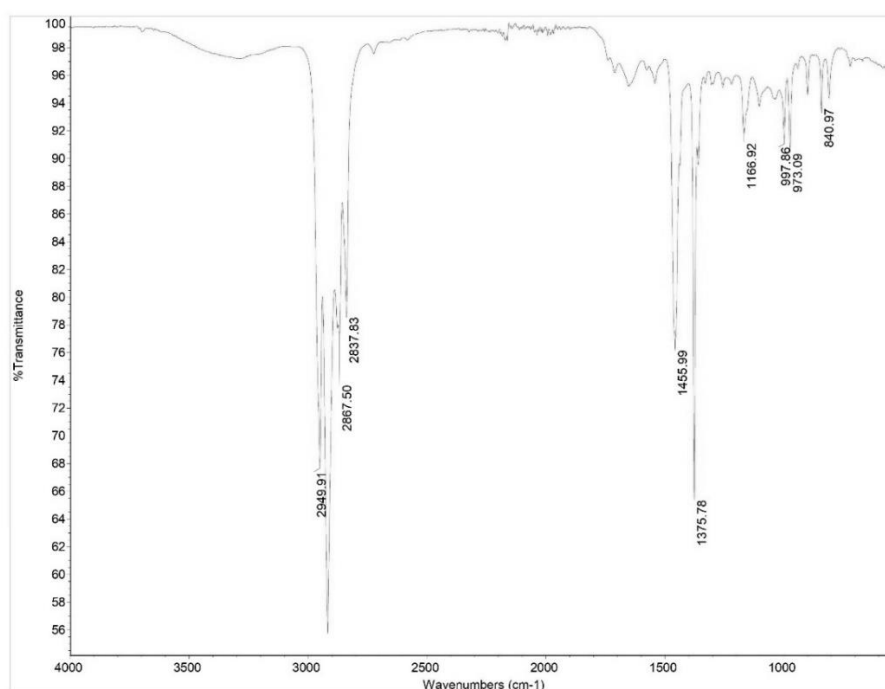


Figura 39. Espectro de infravermelho do polímero polipropileno (PP) com amostragem ATR para a amostra de fibra.

O polímero polipropileno é muito utilizado em embalagens e sacos plásticos, que também degradam e se apresentam no corpo d'água como microplástico (Marinho, 2021). Castro *et al.* (2020) em pesquisa realizada na enseada de Jurujuba, identificou que 21% dos MP detectados eram PP. Já Olivatto *et al.* (2019) em MP encontrados na Baía de Guanabara, reportou que 16,2% eram PP. Marinho (2021) em pesquisa realizada nas águas superficiais desta mesma baía, apresentou uma concentração de PP entre 22% e 39%. Pereira (2021) na Praia de Itaipu, em Niterói-RJ, observou que 28,5% dos micropoluentes era deste polímero.

O polietileno (PE) pode ser encontrado em duas formas: como polietileno de alta densidade (PEAB) e polietileno de baixa densidade (PEBD). O polietileno de alta densidade representa um polímero de cadeias lineares, sem ramificação, o que torna o material mais rígido. Por outro lado, há possibilidade deste polímero apresentar ramificações em sua estrutura e, com isso, desenvolver uma maior flexibilidade. Sendo assim, pode ser possível identificar se a triagem e classificação feita pela rigidez do material corresponde ao espectro compatível deste polímero (Marinho, 2021). Contudo, apesar de ser possível estimar a rigidez por essas características, um sólido rígido com bandas relacionadas ao polietileno pode apresentar essas bandas de caráter amorfo devido à alta degradação que esse material tenha sofrido durante sua permanência no meio ambiente (Bruce, 2006).

O polímero de polietileno de alta densidade apresentou uma concentração de 14,2% dos MP, em pesquisa realizada na Praia de Itaipu (Pereira, 2019). Já Castro *et al.* (2021) apresentou uma concentração acima (38%) na enseada de Jurujuba (Niterói-RJ).

A Figura 40 representa o espectro da amostra 8, que é de polímero de polietileno de alta densidade (PEAD), enquanto a Figura 41 é o espectro da amostra 5, um polímero de polietileno de baixa densidade (PEBD).

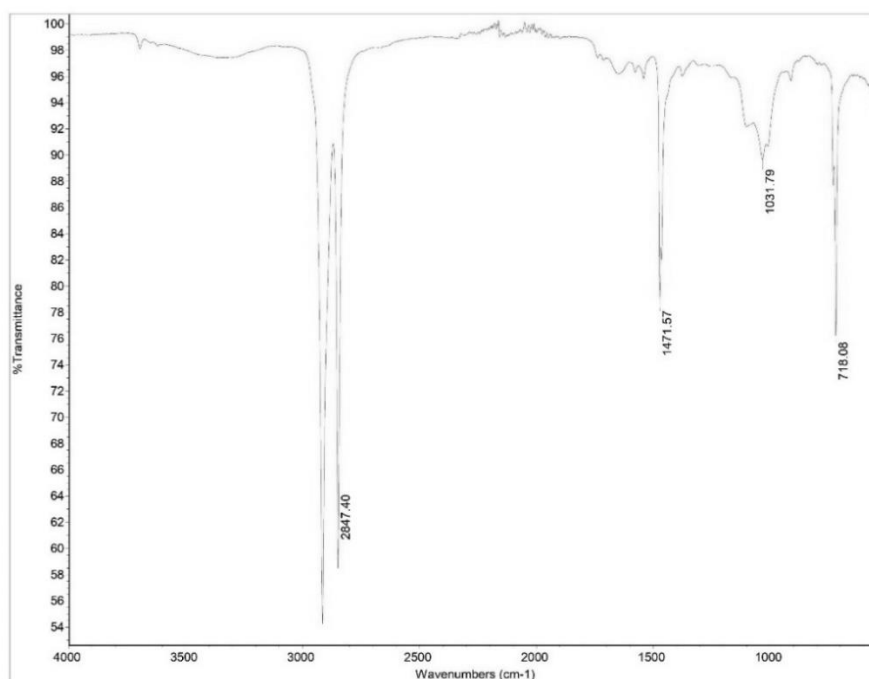


Figura 40. Espectro de infravermelho do polímero polietileno de alta densidade (PEAD) com amostragem ATR para a amostra de pellet amarelo.

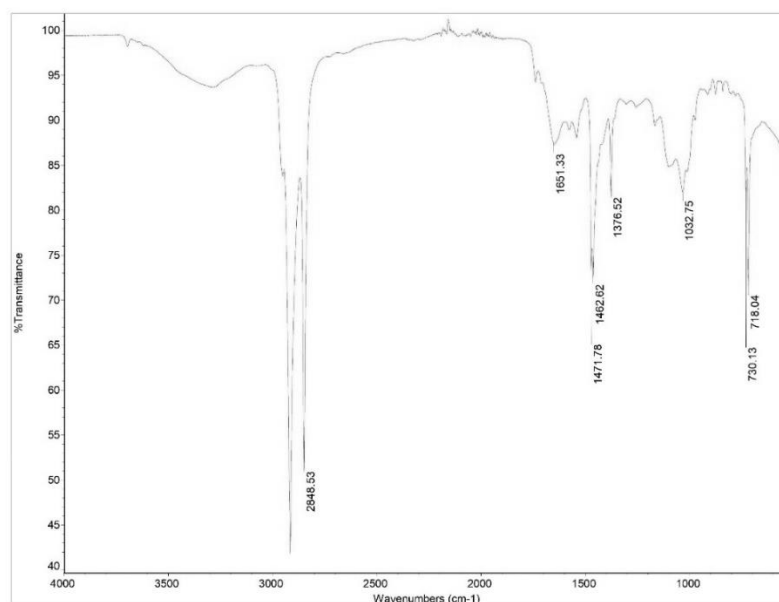


Figura 41. Espectro de infravermelho do polímero polietileno de baixa densidade (PEBD) com amostragem ATR para a amostra de fibra azul.

A amostra 1 apresentou o seu espectro de polietileno (PE) como também detectados em outras amostras, mas neste caso também foi detectado silicato (areia) e matéria orgânica incrustados no MP, que foi um pellet branco (Figura 42). A amostra 3 também apresentou este mesmo polímero com estas incrustações.

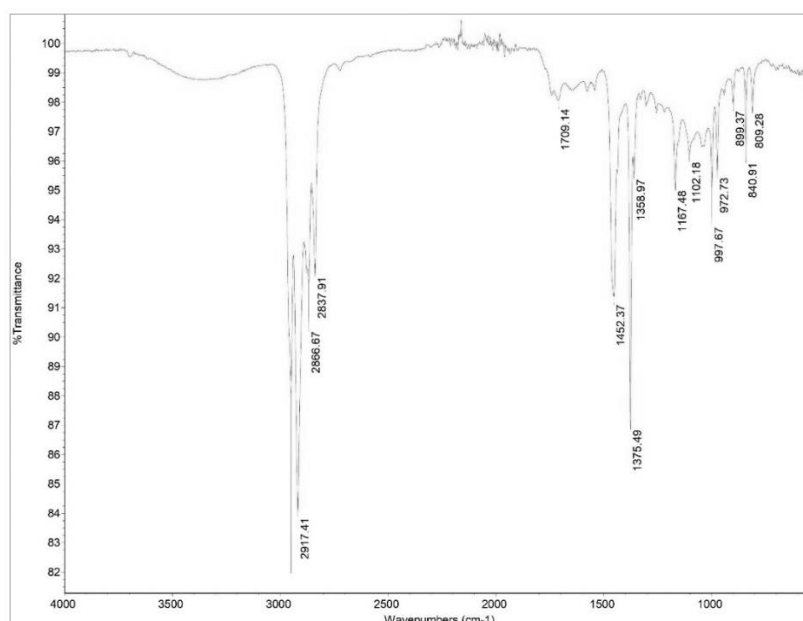


Figura 42. Espectro de infravermelho do polímero polietileno + silicato (areia) + matéria orgânica da amostra pellet branco.

A detecção do polímero de polietileno pode ser explicada devido a sua grande produção mundial e ao uso desenfreado de embalagens e sacos plásticos, que também degradam e se apresentam no corpo d'água como microplástico (Marinho, 2021). Olivatto *et al.* (2019) reportou que em média 81,7 % dos microplástico encontrados na Baía de Guanabara foram do polímero polietileno.

O poliestireno, conhecido popularmente no Brasil como isopor, foi caracterizado como polímero EPS nas três amostras selecionadas para análise, como demonstra o espectro da amostra 25 (Figura 43). Na enseada de Jurujuba – Niterói – RJ, Castro *et al.* (2020), reportou que 10% das amostras são de EPS. Este polímero também foi identificado em amostras de microplásticos em águas superficiais costeiras da Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro, conforme descrito por Marinho (2021) e Olivatto (2017).

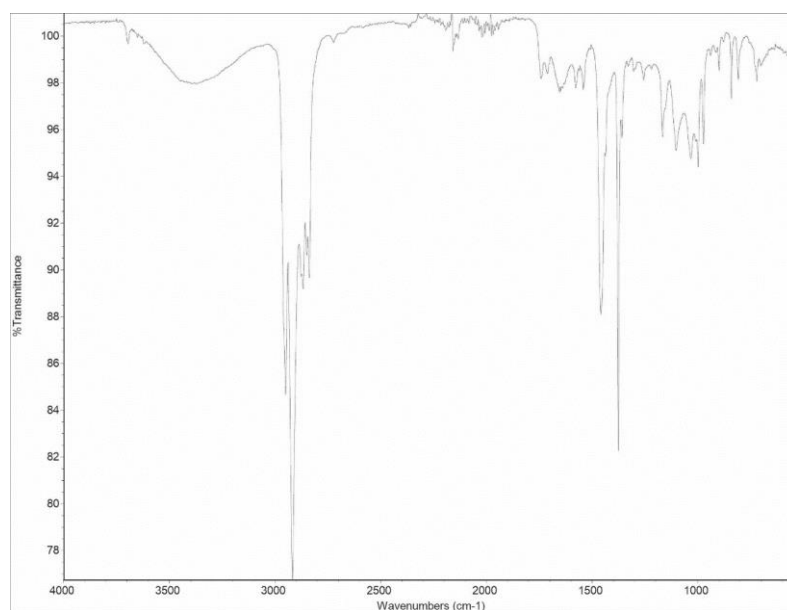


Figura 43. Espectro de infravermelho do polímero poliestireno expandido (EPS) com amostragem ATR para a amostra Isopor.

O polímero acrilonitrila butadieno estireno (ABS) foi identificado na amostra 21 (Figura 44), que se trata de um copolímero termoplástico amorfo feito de uma fase contínua de acrilonitrila-estireno e polibutadieno parcialmente enxertado que atua como modificador de impacto (Saviello *et al.*, 2014). Turner *et al.* (2020) em estudo sobre o intemperismo e persistência deste tipo de plástico no ambiente marinho, estimou o seu tempo de residência entre cerca de 100 e 1300 anos, dependendo da espessura do plástico.

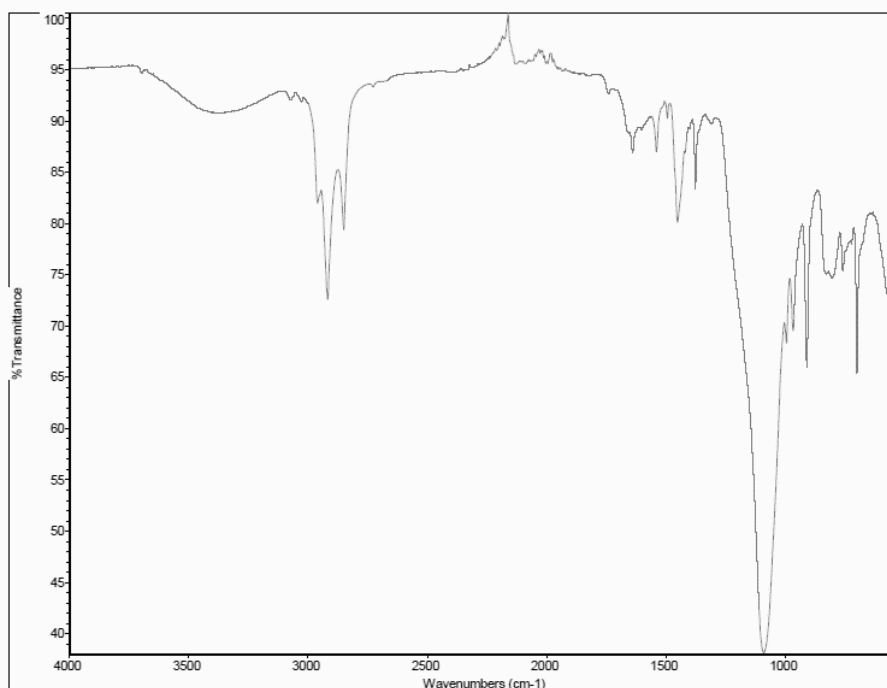


Figura 44. Espectro de infravermelho do polímero acrilonitrila butadieno estireno (ABS) com amostragem ATR para a amostra de fibra.

Em pesquisa realizada em estação de tratamento de água na Inglaterra e no País de Gales, Jhonson *et al.* (2020) detectou a presença do polímero acrilonitrila butadieno estireno (ABS) entre os MP encontrados na água tratada. Já Stockin *et al.* (2021) identificou a presença do polímero ABS em 20% dos MP presentes em conteúdos estomacais de golfinhos encalhados em águas da Nova Zelândia.

6.3 – Análise quantitativa

Os resultados obtidos foram apresentados nas duas estações de coleta, verão e inverno.

6.3.1 – Coleta realizada durante o verão

Após a realização da metodologia descrita acima, obtivemos a concentração de MP por ponto de coleta. A Tabela 8 apresenta o total de microplásticos durante o campo realizado no verão, sua divisão por categorias escolhidas para este estudo e o total por cada ponto de coleta.

Tabela 8: Total de MP detectados nas amostras do campo realizado no verão.

Pontos de Coleta	Poliestireno	Fragmento	Filme	Fibra	Pellet	Total
1	0	1	3	9	0	13
2	0	0	38	6	0	44
3	0	2	16	10	0	28
4	0	4	4	6	0	14
5	0	0	4	14	0	18
6	1	4	9	11	0	25
7	0	5	2	4	1	12
8	0	2	1	8	0	11
9	0	5	4	17	0	26
10	1	2	1	11	0	15
11	0	5	2	13	0	20
12	0	4	2	16	0	22
13	0	1	0	11	0	12
14	6	11	0	0	1	18
15	0	2	2	12	0	16
16	0	2	1	11	1	15
17	1	11	10	15	1	38
18	0	3	11	17	0	31
19	0	2	0	18	0	20

20	0	2	0	12	0	14
21	0	3	0	3	1	7
22	0	3	7	3	0	13
23	0	2	6	4	1	13
24	0	8	4	12	0	24
25	0	4	1	11	0	16
26	0	6	2	26	0	34
27	3	3	1	36	0	43

	Poliestireno	Fragmento	Filme	Fibra	Pellet	Total
Total	12	97	131	316	6	
%	2,14%	17,3%	23,3%	56,2%	1,1%	562

Ao total formam contabilizadas 562 partículas de plástico nos 27 pontos de coleta deste campo, sendo que em todos os pontos apresentaram MP nas amostras. As amostras variaram entre 7 (Ponto 21) e 44 (Ponto 2) partículas detectadas.

A tabela abaixo apresenta o total de MP coletado em cada local, o peso de cada amostra individual e a média de itens.kg⁻¹.

Tabela 9: Peso da amostra, total de MP e os itens.kg⁻¹ do campo realizado no verão.

Pontos de Coleta	Peso(g) da amostra	Total MP detectado	Itens (kg⁻¹)
1	4,12	13	3,2
2	5,64	44	7,8
3	4,53	28	6,2
4	5,20	14	2,7
5	4,43	18	4,1
6	5,55	25	4,5

7	4,99	12	2,4
8	5,56	11	2,0
9	4,10	26	6,3
10	5,63	15	2,7
11	3,03	20	6,6
12	2,96	22	7,4
13	3,90	12	3,1
14	5,58	18	3,2
15	4,18	16	3,8
16	2,75	15	5,5
17	4,93	38	7,7
18	5,06	31	6,1
19	4,73	20	4,2
20	5,11	14	2,7
21	5,09	7	1,4
22	4,94	13	2,6
23	5,43	13	2,4
24	5,34	24	4,5
25	5,59	16	2,9
26	2,24	34	15,2
27	5,57	43	7,7

Média de peso das amostras	Média de MP por amostra	Média de itens (kg⁻¹)
4,64	21	4,8

O peso total do material coletado em cada amostra variou entre 2,24kg no ponto 26 e 5,64kg no ponto 2. A média de peso das amostras foi de 4,64kg. A concentração média de resíduos de plástico nas amostras do campo do inverno foi de 4,8 itens.kg⁻¹. A estação de coleta com a menor concentração foi o ponto 21 com 1,4 itens.kg⁻¹, enquanto o ponto 26 apresentou uma quantidade média de 15,2 itens.kg⁻¹, que a estação de coleta com a maior média de itens.kg⁻¹ neste primeiro campo.

O mapa abaixo (Figura 45) apresenta o total de MP por ponto de coleta durante o primeiro campo realizado no verão.

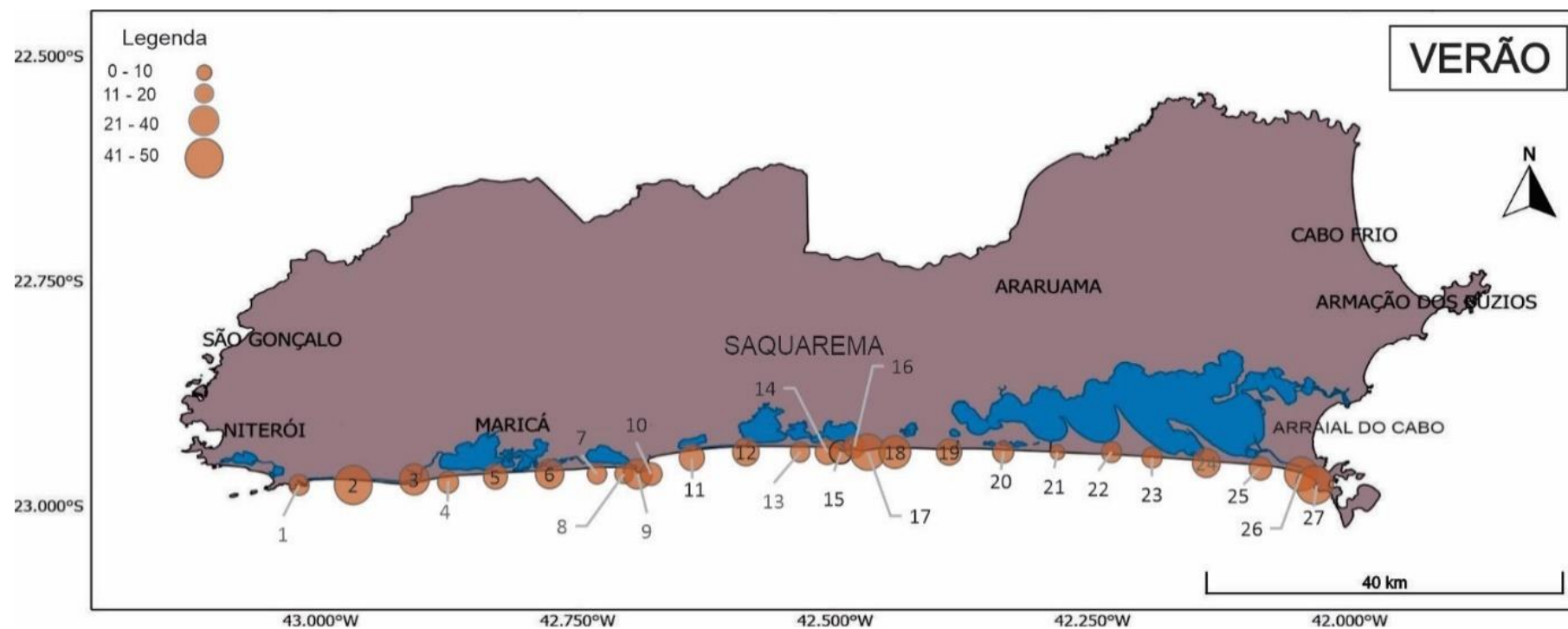


Figura 45. Mapa com os pontos de coleta e os microplásticos coletados (itens.m²) durante primeiro campo realizado no verão.

6.3.2 – Coleta realizada durante o inverno

A Tabela 10 apresenta o total de microplásticos durante o campo realizado no verão, sua divisão por categorias escolhidas para este estudo e o total por cada ponto de coleta.

Tabela 10: Total de MP detectados nas amostras do campo realizado no inverno.

Pontos de Coleta	Poliestireno	Fragmento	Filme	Fibra	Pellet	Total
1	10	14	1	23	0	48
2	1	42	2	24	0	69
3	3	7	1	7	0	18
4	11	20	1	24	0	56
5	10	4	1	15	3	33
6	1	9	1	21	0	32
7	1	19	1	29	0	50
8	11	85	10	25	50	181
9	0	18	10	24	0	52
10	8	29	1	104	0	142
11	0	18	4	81	0	103
12	22	49	0	10	0	81
13	0	8	0	8	1	17
14	5	41	0	9	7	62
15	10	292	6	5	395	708
16	1	14	1	6	1	23
17	2	11	0	1	0	14
18	0	26	3	6	0	35
19	4	19	0	26	3	52
20	1	7	0	43	9	60
21	0	13	5	11	0	29
22	3	31	0	9	21	64
23	3	83	1	11	9	107
24	15	182	14	8	116	335

25	3	162	3	2	19	189
26	0	56	0	19	1	76
27	11	325	0	7	8	351

	Poliestireno	Fragmento	Filme	Fibra	Pellet	Total
Total	136	1584	66	558	643	
%	4,55%	53,0%	2,2%	18,7%	21,5%	2987

Ao total foram contabilizadas 2987 partículas de plástico nos 27 pontos de coleta deste campo, sendo que em todos os pontos apresentaram MP nas amostras. As amostras variaram entre 14 (Ponto 17) e 708 (Ponto 15) partículas detectadas. É importante destacar que somente o ponto de coleta 15, na Prainha, em Saquarema, detectou a maior presença destes poluentes do que todos os 27 pontos de coleta do primeiro campo realizado no verão juntos.

A tabela abaixo apresenta o total de MP coletado em cada local, o peso de cada amostra e a média deste poluente no sedimento analisado de cada amostra.

Tabela 11: Peso da amostra, total de MP e os itens.kg⁻¹ do campo realizado no inverno.

Pontos de Coleta	Peso(kg) da amostra	Total MP detectado	Itens (kg⁻¹)
1	5,32	48	9,0
2	6,25	69	11,0
3	6,25	18	2,9
4	6,36	56	8,8
5	4,68	33	7,1
6	6,22	32	5,1
7	6,26	50	8,0
8	6,58	181	27,5
9	5,98	52	8,7
10	6,23	142	22,8
11	6,13	103	16,8
12	6,52	81	12,4
13	4,71	17	3,6

14	5,55	62	11,2
15	6,78	708	104,4
16	5,84	23	3,9
17	6,85	14	2,0
18	6,61	35	5,3
19	4,81	52	10,8
20	4,73	60	12,7
21	5,73	29	5,1
22	5,22	64	12,3
23	6,12	107	17,5
24	6,68	335	50,1
25	5,51	189	34,3
26	6,13	76	12,4
27	6,48	351	54,2

Média de peso (kg) das amostras	Média de MP por amostra	Média de itens (kg⁻¹)
5,95	111	18,6

O peso total de cada amostra variou entre 4,68kg no ponto 9 e 6,85kg no ponto 17. A média de peso das amostras foi de 5,95kg. A concentração média de resíduos de plástico nas amostras do campo do inverno foi de 18,6 itens.kg⁻¹. A estação de coleta com a menor concentração foi o ponto 17 com 2,0 itens.kg⁻¹, enquanto o ponto 15 apresentou uma quantidade média de 104,4 itens.kg⁻¹, que foi a maior média de todo o estudo.

O mapa abaixo (Figura 46) apresenta o total de MP detectado por m² em cada ponto de coleta durante o segundo campo realizado no inverno.

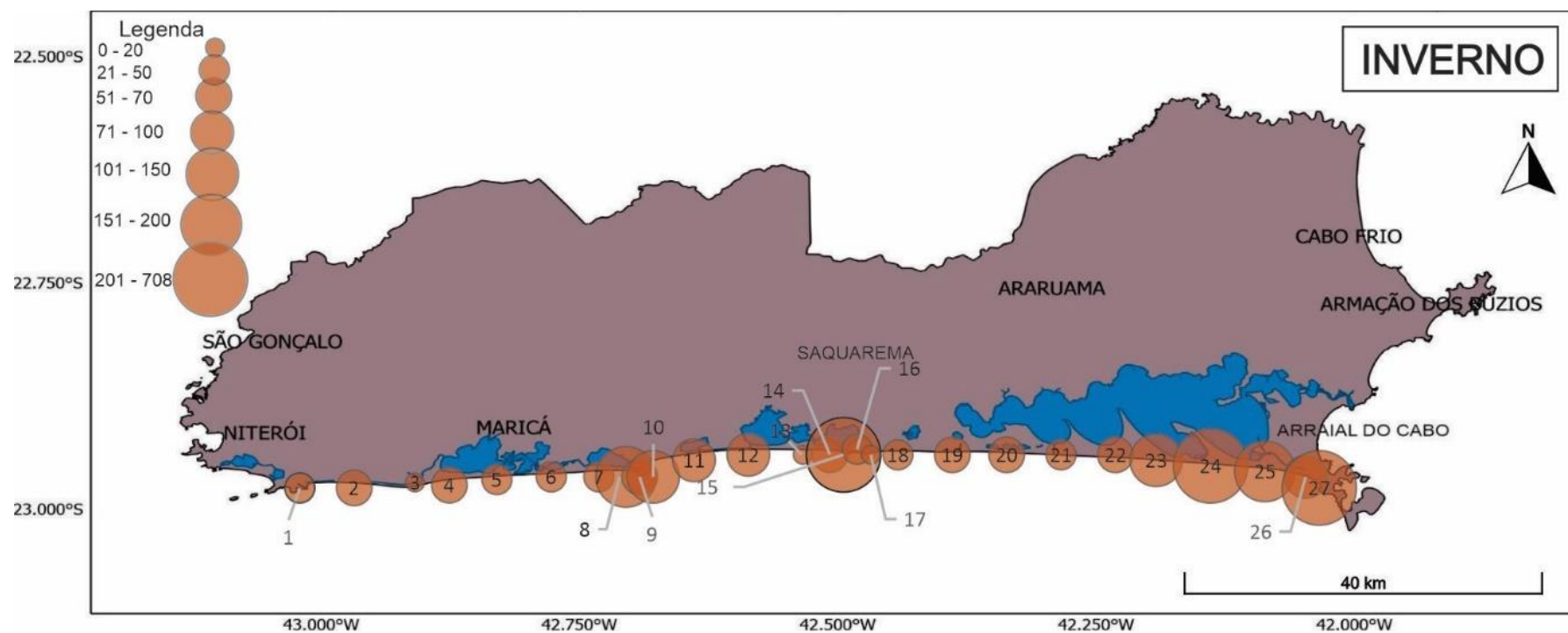


Figura 46. Mapa com os pontos de coleta e os microplásticos coletados (itens.m²) durante segundo campo realizado no inverno.

6.3.3 – Análise sazonal e espacial da poluição por microplásticos

Quando comparamos os MP detectados nas amostras dos campos realizados, primeiramente no verão e posteriormente no inverno, é possível constatar a disparidade entre os dados obtidos no segundo campo, quando comparado ao primeiro campo, do verão. Por esse motivo, diversos estudos monitoram a presença destes poluentes nessas estações, para comparar os resultados entre ambas e identificar o papel dos agentes responsáveis pela contaminação dos microplásticos (Castro *et al.*, 2016; Carvalho e Baptista Neto, 2016; Alves *et al.*, 2019; Corrêa *et al.*, 2019; Castro *et al.*, 2020).

A tabela abaixo apresenta o total de MP em cada ponto de coleta nos dois campos realizados e a sua variação quando comparados.

Tabela 12: Tabela comparativa entre o total de MP coletado nos dois campos realizados no verão e no inverno.

Pontos	Campo		Variação (%)
	Verão	Inverno	
1	13	48	269%
2	44	69	57%
3	28	18	-36%
4	14	56	300%
5	18	33	83%
6	25	32	28%
7	12	50	317%
8	11	181	1545%
9	26	52	100%
10	15	142	847%
11	20	103	415%
12	22	81	268%
13	12	17	42%
14	18	62	244%

15	16	708	4325%
16	15	23	53%
17	38	14	-63%
18	31	35	13%
19	20	52	160%
20	14	60	329%
21	7	29	314%
22	13	64	392%
23	13	107	723%
24	24	335	1296%
25	16	189	1081%
26	34	76	124%
27	43	351	716%
Média Total	20,8	110,6	431%

As amostras de sedimentos de praias coletadas neste estudo apresentaram uma média de 20,8 itens.m² no campo do verão, e 110,6 itens.m² no campo do inverno, o que apresenta um crescimento de 431%, correspondendo a mais de quatro vezes a média do inverno em relação ao verão. Somente duas estações de coleta apresentaram resultados mais elevados no campo do verão, enquanto os outros 25 pontos detectaram os MP em maiores quantidades no campo realizado no inverno. Isto demonstra uma tendência do maior acúmulo deste tipo de poluente em sedimentos de praias da área de estudo durante esta estação do ano.

Quando apresentamos os resultados por itens.kg⁻¹ a tendência de maior concentração durante o inverno permanece, conforme apresenta a tabela abaixo.

Tabela 13: Tabela comparativa entre os itens.kg⁻¹ coletados nos dois campos realizados no verão e no inverno.

Pontos de Coleta	Campo		Variação (%)
	Verão (kg ⁻¹)	Inverno (kg ⁻¹)	
1	3,16	9,02	186%
2	7,80	11,04	42%
3	6,18	2,88	-53%
4	2,69	8,81	227%
5	4,06	7,05	74%
6	4,50	5,14	14%
7	2,40	7,99	232%
8	1,98	27,51	1290%
9	6,34	8,70	37%
10	2,66	22,79	755%
11	6,60	16,80	155%
12	7,43	12,42	67%
13	3,08	3,61	17%
14	3,23	11,17	246%
15	3,83	104,42	2628%
16	5,45	3,94	-28%
17	7,71	2,04	-73%
18	6,13	5,30	-14%
19	4,23	10,81	156%
20	2,74	12,68	363%
21	1,38	5,06	268%
22	2,63	12,26	366%
23	2,39	17,48	630%
24	4,49	50,15	1016%
25	2,86	34,30	1098%
26	15,18	12,40	-18%
27	7,72	54,17	602%
Média	4,77	17,78	381%

Somente 5 estações de coleta apresentaram resultados mais elevados na detecção de MP no campo realizado no verão, com destaque para o Ponto 17 que apresentou uma variação de 73% maior para esta estação. Já no inverno, 22 estações de coleta apresentaram resultados mais elevados, com destaque para o Ponto 15, com uma variação de 2628% maior para esta estação.

A média das coletas realizadas no verão foi de 4,8 itens.kg⁻¹, enquanto no inverno foi de 17,8 itens.kg⁻¹. A variação entre as duas estações foi de 381%. Isto confirma a maior concentração de MP durante o inverno, como também já foi descrito anteriormente, quando comparamos os campos por itens.m². Já na tabela apresentada acima a variação foi menor (381%) quando comparada a soma total de MP (431%). Vicente (2018), em pesquisa realizada em praias de Macaé-RJ, litoral próximo à área de estudo também apresentou uma elevação destes poluentes no inverno, com um crescimento de 33%, muito abaixo da elevação apresentada na presente pesquisa.

De modo geral, a concentração média de MP variou entre 20,8 itens.m² (4,8 itens.kg⁻¹) durante a coleta realizada no verão, e 110,6 itens.m² (17,8 itens.kg⁻¹) durante o inverno. Este grande crescimento no inverno, de 4,3 vezes, pode estar relacionado ao aumento da velocidade do vento nesse período do ano, que podem transportar e remobilizar estes poluentes por grandes distâncias, como foi descrito por Vicente (2018).

Um dos problemas comumente relatados em diversos estudos sobre poluição por lixo, refere-se ao aumento na quantidade de resíduos sólidos em áreas de turismo intenso e sem controle. Podemos citar como exemplos as contribuições de Oliveira *et al.* (2010) em Pernambuco, Silva *et al.* (2018) em Arraial do Cabo (RJ), Madureira (2020) em Costa Rica, Castro *et al.* (2020) em Niterói (RJ) e Macedo (2020) em Ilha Grande (RJ). Outros fatores podem ter contribuído na maior concentração de MP como as maiores densidades populacionais e atividades antrópicas, características dos centros urbanos, que 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 contribuição da atividade turística na entrada direta de microplásticos ocorre em 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.

Os microplásticos presentes em ambientes marinhos e costeiros são grandes ameaças aos ecossistemas (Avio *et al.*, 2017), o que torna necessária a realização de pesquisas voltadas para a investigação das prováveis áreas fonte e de acumulação existentes pelo mundo. Os dados aqui apresentados compõem o primeiro estudo sobre a concentração de MP nesta faixa litorânea do Estado do Rio de Janeiro e devido a isto, as comparações entre os resultados de diferentes estudos devem ser interpretadas com cuidado, uma vez que são utilizadas diversas técnicas de amostragem e os valores são reportados com diferentes identificações e unidades. Embora o monitoramento seja importante, ele sempre permanecerá fragmentado no tempo e no espaço (Koelmans *et al.*, 2017). No entanto, comparações são válidas para entender como os padrões são estabelecidos em outras áreas e como eles se relacionam com o presente estudo.

Como já foi apresentado acima, a quantidade de microplásticos detectados neste estudo variou entre 7 e 708 itens.m². Após todos os procedimentos metodológicos foram identificados um total de 3549 (11,3 itens.kg⁻¹) ao longo dos 27 pontos de coleta. Os resultados obtidos se apresentaram de forma irregular, com algumas praias apontando maior concentração do poluente. Este fato também foi observado em outros estudos por todo o planeta, como em praias de Taiwan (Kunz *et al.*, 2016), em Mumbai, na Índia (Jayasiri *et al.*, 2013), na China (Zhou *et al.*, 2018), em Costa Rica (Madureira, 2020), na Região dos Lagos, no Rio de Janeiro (Vicente, 2018), entre outros.

Na tentativa de facilitar a verificação dos resultados obtidos no presente estudo e de outros trabalhos em diferentes partes do Mundo, foi elaborada uma tabela comparativa (Tabela 14). Embora a não padronização das metodologias de amostragem e apresentação de diferentes unidades de medida dificultem estas comparações, foram separados estudos que possuem ambientes de praia com características aproximadas ou que possuem proximidade com a área de estudo.

Tabela 14: Concentração de microplásticos em algumas praias do mundo e métodos de amostragem de sedimentos superficiais

Localização	Área	Metodologia	Metodologia de extração	Concentração(itens.kg ⁻¹)	Média (itens·m ²)	Referência
Brasil (Baía de Guanabara – RJ)	Praias expostas e abrigadas	1,0 x 1,0m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	-	12 – 1300 itens/m ²	Carvalho e Baptista Neto, 2016
Bélgica	Praias expostas e abrigadas	1,0 x 1,0m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	92,8 itens.kg ⁻¹	-	Claessens <i>et al.</i> , 2011
Grécia	Praias insulares	1,0 x 1,0m (superficial)	Peneiras	-	130,52 itens·m ²	Kaberi <i>et al.</i> , 2013
Filipinas	Baía	1,0 x 1,0m (superficial)	Separação usando peneiras e filtração	-	17,8 itens·m ²	Kalnasa <i>et al.</i> , 2019
China	Praias abrigadas	1,0 x 1,0m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	1.3-14,712.5. kg ⁻¹	9,07 itens·m ²	Zhou <i>et al.</i> , 2018
Guatemala	Praias expostas	0,5 x 0,5m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	30 itens.kg ⁻¹	279 itens·m ²	Mazariegos-Ortiz <i>et al.</i> , 2020
Colômbia	Praias expostas	0,5 x 0,5m (superficial)	Peneiras	-	112±103 itens·m ²	Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> , 2020a
Colômbia	Praias expostas e insulares	0,5 x 0,5m (superficial)	Separação por densidade usando solução hipersalina	-	318±314 itens·m ²	Garcés-Ordóñez <i>et al.</i> , 2020b
Panamá	Praias expostas e abrigadas	0,5 x 0,5m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	-	294±316 itens·m ²	Borrero <i>et al.</i> , 2020
Brasil (Niterói-RJ)	Baía	0,5 x 0,5m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	166,50 itens.kg ⁻¹	543 itens.m ²	Castro <i>et al.</i> , 2020
Brasil (Fernando de Noronha)	Ilha e praias	0,3 x 0,3m (superficial)	Separação por densidade (solução de NaCl)	-	160,0 ± 137,5 partículas m ² e 128,0 ± 84,3 partículas m ²	Monteiro <i>et. al.</i> , 2020
Brasil (Pernambuco)	Praia exposta	Transecto - (superficial)	Peneiras	-	0,29 itens.cm ²	Costa <i>et al.</i> , 2010

Peru	Praias expostas	0,5 x 0,5m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	-	89,7±143,5 itens·m²	De-la-Torre <i>et al.</i> , 2020
Dubai	Baía	0,5 x 0,5m (superficial)	Separação por densidade usando solução de iodeto de potássio	59,71 itens·kg ⁻¹	-	Aslam <i>et al.</i> , 2019
Qatar	Baía	0,5 x 0,5m (superficial)	Separação por densidade usando solução de iodeto de potássio	13,5 itens·kg ⁻¹	81 itens·m²	Abayomi <i>et al.</i> , 2017
Portugal	Praias expostas	0,5 x 0,5m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	-	185,1 itens·m²	Martins e Sobral, 2011
Portugal	Praias expostas	0,5 x 0,5m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	-	666±2642 itens·m²	Antunes <i>et al.</i> , 2018
Índia	Baía	0,5 x 0,5m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	7,49 itens·kg ⁻¹	68,83 itens·m²	Jayasiri <i>et al.</i> , 2013
Taiwan	Praias abrigadas	0,5 x 0,5m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	0,771 itens.g	0,0125 itens.m³	Kunz <i>et al.</i> , 2016
Costa Rica	Praias expostas	1,0 x 1,0m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	70,3 itens·kg ⁻¹	647 itens·m²	Madureira, 2020
Brasil (Região dos Lagos-RJ)	Praias expostas	0,5 x 0,5m (superficial))	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	1,2 – 18,8 itens.kg ⁻¹	-	Vicente, 2018
Nova Zelândia	Ilha e praias	0,5 x 0,5m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	0-45 - 4 Partículas kg ⁻¹		Roos <i>et al.</i> , 2016
Brasil (Jaconé e Saquarema-RJ)	Praias expostas	1,0 x 1,0m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	-	13 a 39 itens/m²	Corrêa <i>et al.</i> , 2019
China	Praias expostas	0,3 x 0,3m (superficial)	Separação por densidade usando Cloreto de Zinco	21,98 ± 5,97 itens/kg	147,78 ± 34,80 itens/m²	Gao <i>et al.</i> , 2021
Malásia	Praias expostas	Transecto - (superficial)	Separação por densidade usando Cloreto de Zinco	327 – 110 itens.kg ⁻¹	-	Tampang e Viswanathan, 2022
Brasil	Praias expostas	1,0 x 1,0m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	4,8 - 17,8 itens.kg ⁻¹	20,8 - 110,6 itens/m²	Presente estudo

6.4 – Comparação dos resultados obtidos entre os arcos praias

Os resultados médios obtidos de MP por m² entre os três arcos praias do presente estudo (arco praias de Maricá, Jaconé-Squarema e Massambaba) variaram de 16,9 itens.m² no verão e 162,3 itens.m² no inverno, sendo os dois em Jaconé-Squarema. Os três arcos apresentaram maior concentração média durante o inverno quando comparado os resultados do campo realizado no verão, com um crescimento de 285% em Maricá, 1014% em Jaconé-Squarema e de 519% em Massambaba, o que é possível constatar na figura 44.

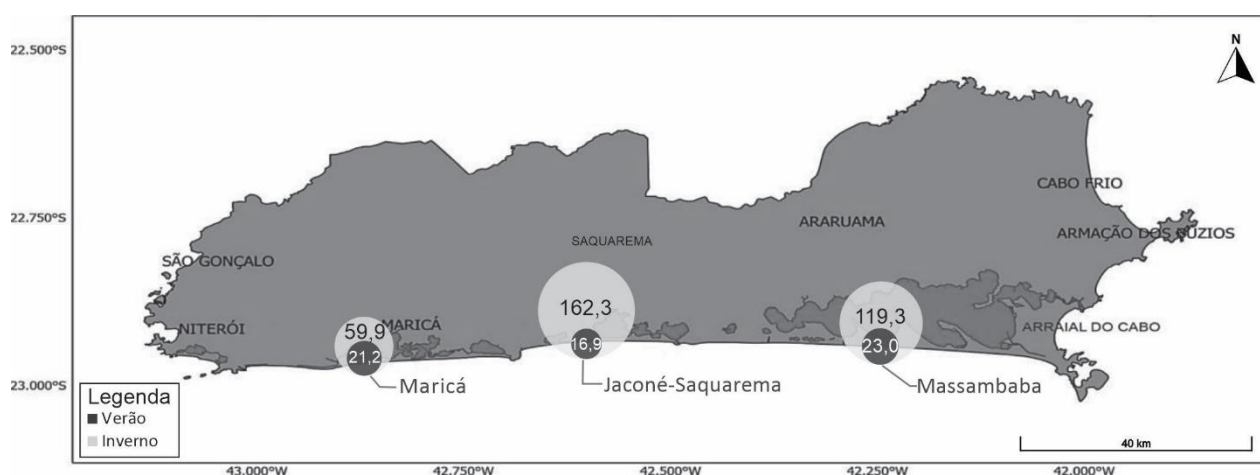


Figura 47. Concentração média de MP (itens.m²) nos arcos praias durante o inverno e verão.

Quando analisamos a concentração de MP por itens.kg⁻¹, os resultados se mantiveram semelhantes aos demonstrados acima, variado de 4,3 no arco praias de Maricá no verão, 25,0 em Jaconé-Squarema e 19,7 itens.kg⁻¹ em Massambaba, durante o campo do inverno (Figura 45). O inverno também apresentou os maiores resultados médios nos arcos praias com um crescimento de 225% em Maricá, 543% em Jaconé-Squarema e de 377% em Massambaba.

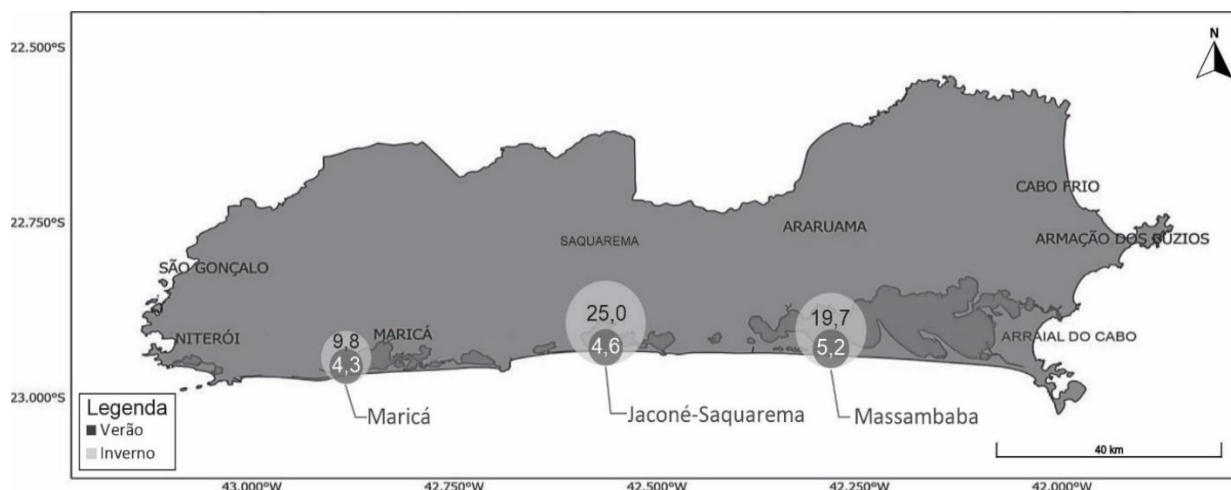


Figura 48. Concentração média de MP (itens.kg⁻¹) nos arcos praias durante o inverno e verão.

Vejamos abaixo detalhadamente a concentração de MP em cada arco praial do presente estudo.

6.4.1 – Arco praial de Maricá

O arco praial de Maricá abrange do ponto 1 ao ponto 8 do presente estudo. Foram 8 pontos de coleta ao longo dos 34 quilômetros de extensão, onde foram obtidos resultados distintos nos dois campos de coleta, verão e inverno.

No campo do verão os resultados de MP por m² variaram entre 11 itens (ponto 8) e 44 no ponto 2, com uma média 20,6 itens detectados. Já no campo realizado durante o inverno, os itens de MP detectados na amostra variaram entre 18 itens.m² (ponto 3) e 181 itens.m² (ponto 8), com a média de 61 itens.m² (Figura 46).

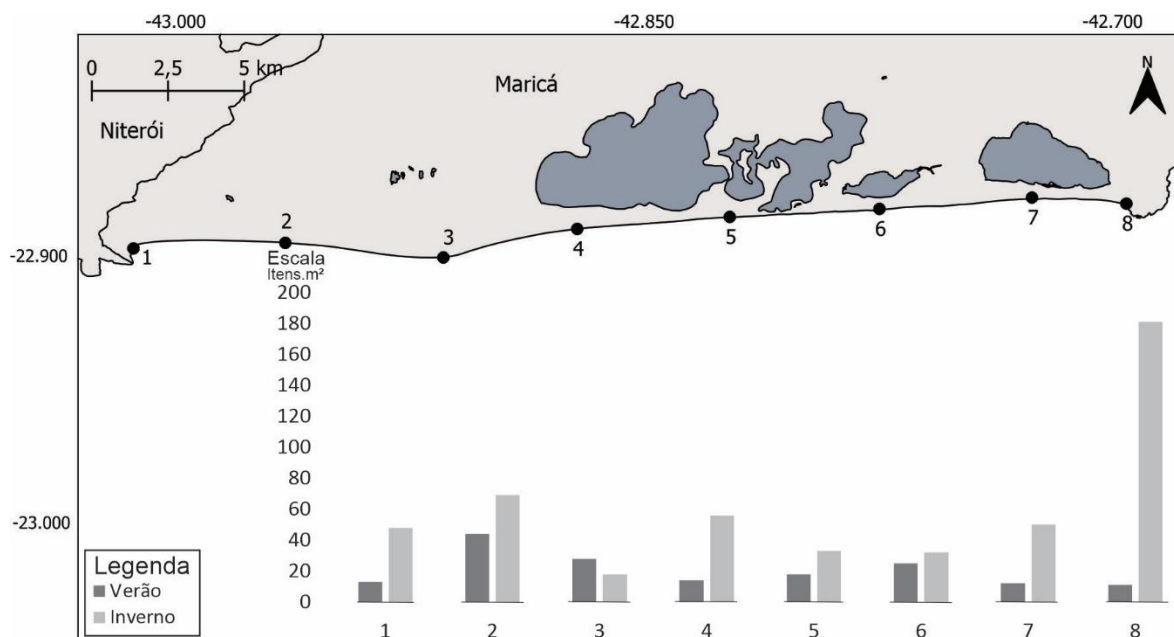


Figura 49. Quantidade de MP por m² nos pontos coletados do arco praial de Maricá durante o verão e inverno.

Quando comparamos os dados obtidos entre as duas estações de coleta, o resultado médio apresenta um crescimento de quase três vezes durante a coleta do inverno. Somente o ponto 3 não apresentou uma elevação de MP detectados no inverno. Vale destacar que este arco praial possui grande importância turística para Maricá, recebendo milhares de turistas, principalmente no verão.

A praia de Ponta Negra (ponto 8), na coleta do inverno, apresentou a maior quantidade de MP detectado neste arco praial, com resultado acima de 100% comparados aos outros pontos. Esta região é muito conhecida por receber muitos turistas durante o verão e ter uma limpeza diária de sua faixa de areia, fato que não se repete durante o inverno. Importante destacar que nesta praia se encontra um canal construído artificialmente entre rochas que conecta o mar à lagoa de Guarapina, possibilitando uma intensa troca de água e sedimentos entre esses ambientes, o que poderia ser uma importante fonte destes micropoluentes. Em estudo realizado por Corrêa (2022) neste local, observou a elevada concentração de microplásticos, média de 165,92 itens.kg⁻¹. O mesmo fenômeno ocorre no complexo lagunar de Saquerema, porém, há necessidades de estudos que comprovem esta relação.

Em pesquisa sobre a concentração de microplásticos no sistema lagunar Maricá-Guarapina, Corrêa (2022) detectou a elevada concentração deste poluente no Canal de Ponta

Negra, nas suas margens adjacentes e em amostras de sedimento de fundo. Este canal permanente permite a troca constante de água entre o a laguna e o mar, o que favorece também a remobilização de microplásticos para foram deste ambiente.

No ponto 1, na Praia de Itaipuaçu, em Maricá, se encontra o canal artificial da costa de Itaipuaçu, que com aproximadamente 17 km de extensão, realiza a comunicação da extremidade oeste da laguna de Maricá com o Oceano Atlântico. A concentração de MP detectado neste ponto se assemelhou as outras praias deste arco praial. Mas diferentemente do que ocorreu em outras coletas próximas aos canais artificiais, neste canal não apresenta uma interferência na concentração de micropartículas de plástico.

Já quando apresentamos os resultados por itens.kg⁻¹, a média de MP durante o verão foi de 4,1 itens.kg⁻¹, variando entre 2,0 (ponto 8) e 7,8 (ponto 2). Já no campo realizado durante o inverno, os itens de MP detectados na amostra variaram entre 2,9 itens.kg⁻¹ (ponto 3) e 27,5 itens.kg⁻¹ (ponto 8), com a média de 9,8 itens.kg⁻¹ (Figura 47).

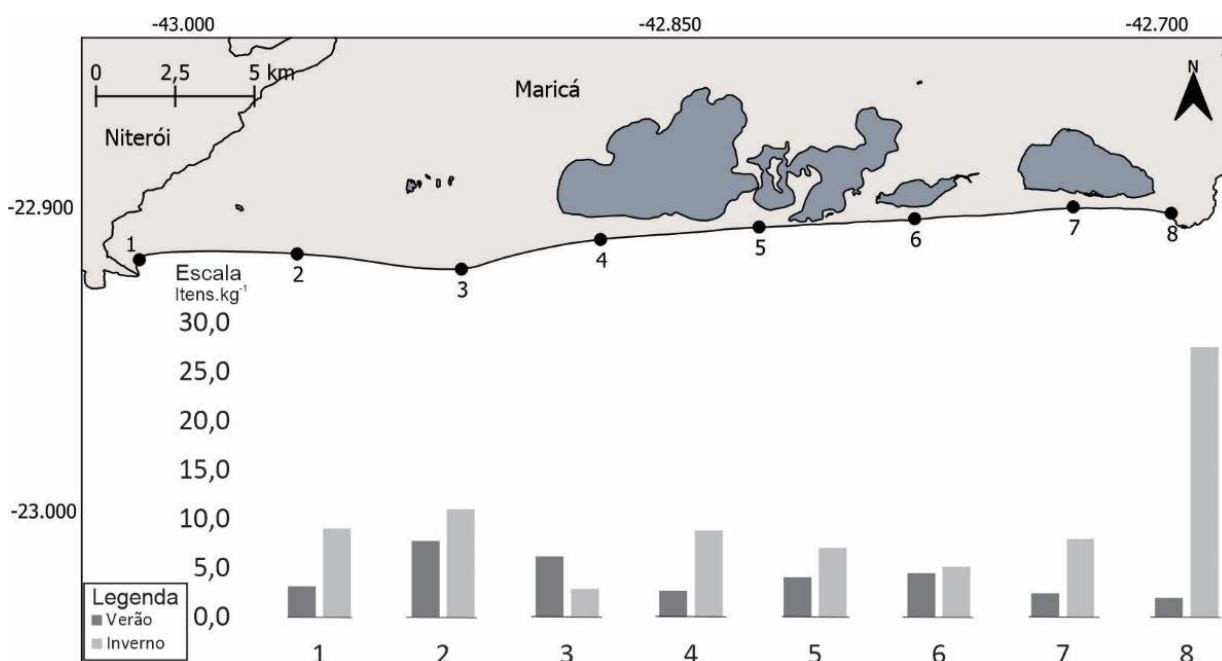


Figura 50. Quantidade de MP por Kg nos pontos coletados do arco praial de Maricá durante o verão e inverno.

Ao compararmos os resultados de itens.kg⁻¹ entre o verão e o inverno, o campo do inverno obteve um crescimento em todos os pontos com exceção do ponto 3. Este crescimento só corrobora o que foi verificado durante este presente trabalho.

6.4.2 – Arco praial de Jaconé-Saquarema

Sendo menor arco praial do presente estudo, com 19 quilômetros de extensão, o arco praial Jaconé-Saquarema possui 7 estações de coleta, do ponto 9 ao 15. A concentração de MP nesta área foi a que apresentou a maior variação entre os três arcos.

A concentração de MP por m² durante o verão variou entre 12 (ponto 13) a 22 itens.m² (ponto 22), o que demonstra uma baixa variação entre os pontos. Isto não se manteve durante o inverno onde a concentração foi de 17 (ponto 13) a 708 itens.m² (ponto 15) na Prainha, em Saquarema, sendo esta última a de maior concentração de MP de todo estudo (Figura 48). A variação entre o resultado obtido no ponto 15 entre o inverno e verão foi de 4425%. Outro ponto a destacar foi a estação 10, que elevou 947% entre os dois campos de coleta.

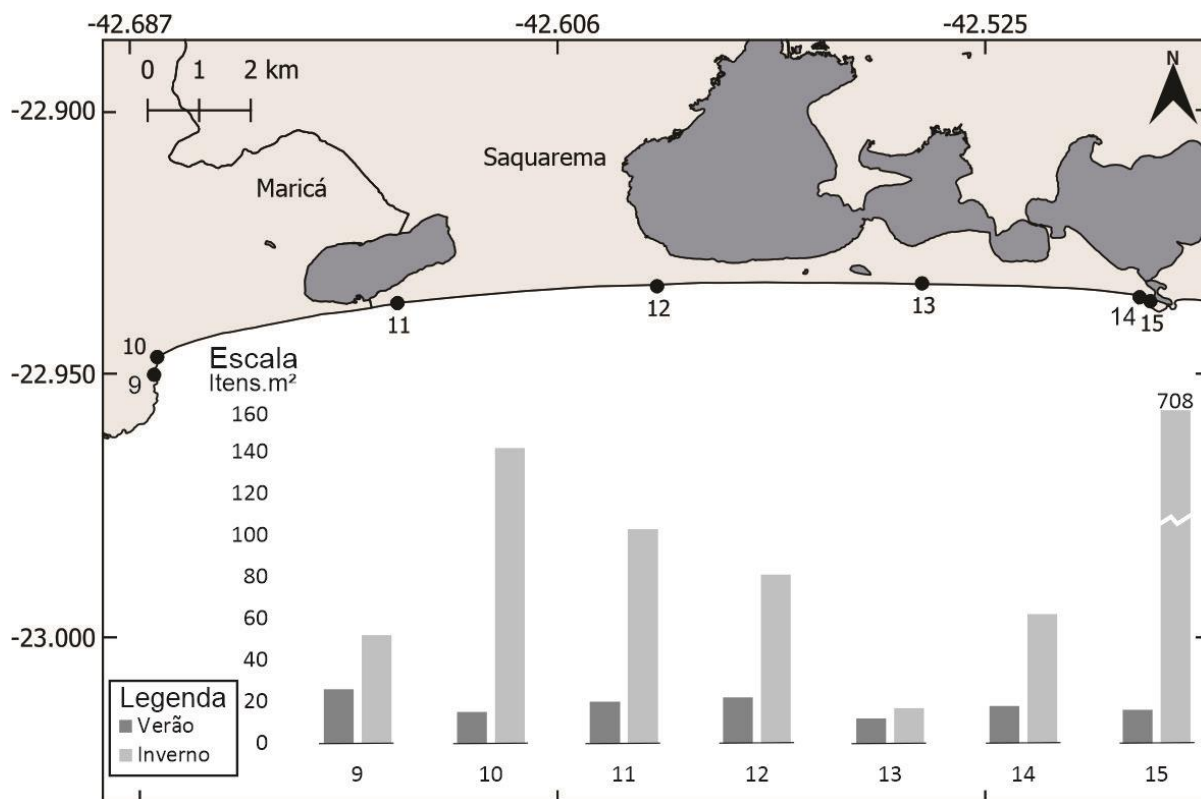


Figura 51. Quantidade de MP por m² nos pontos coletados do arco praial de Jaconé-Squarema durante o verão e inverno.

Quando o comparamos os dados obtidos de MP por itens.kg⁻¹ os resultados obtidos no arco praial de Jaconé-Squarema variaram entre 2,7 (ponto 10) durante o verão e 104,4 itens.kg⁻¹ no ponto 15 durante o inverno (Figura 49). Como já visto na quantidade total de MP, a Prainha, com apenas 100 metros de extensão, possui as maiores concentrações de toda a pesquisa.

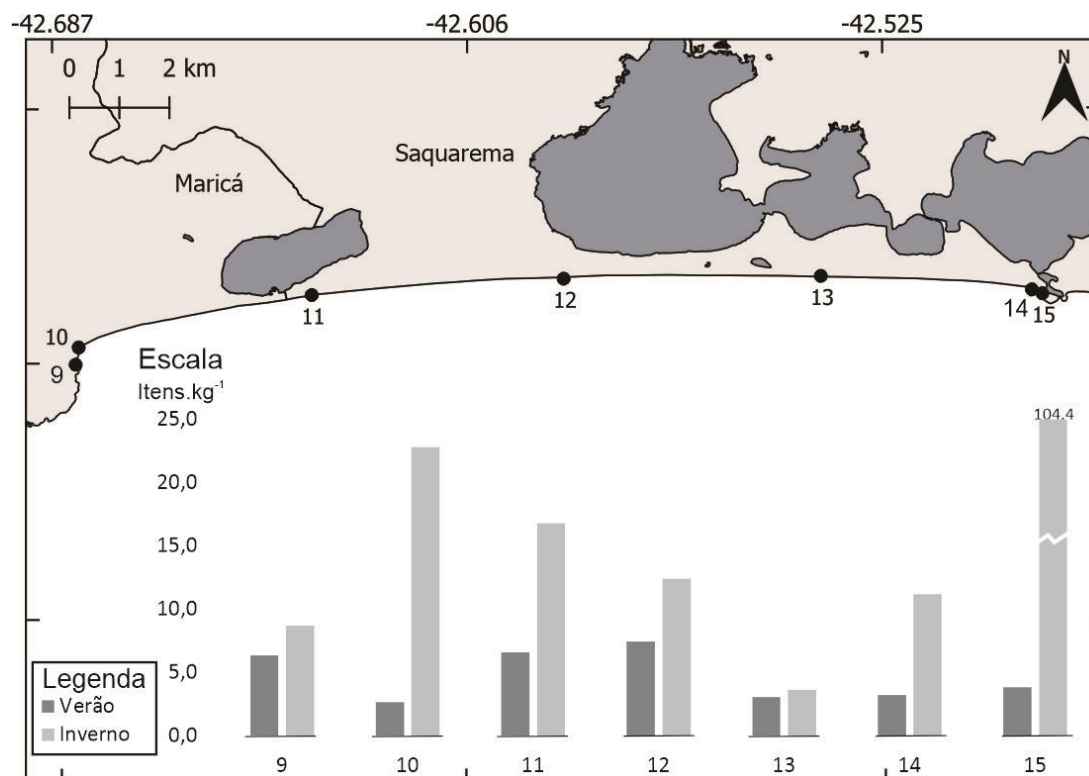


Figura 52. Quantidade de MP por Kg nos pontos coletados do arco praial de Jacaré-Squarema durante o verão e inverno.

A influência da dinâmica da praia e dos processos costeiros deve ser analisada em conjunto com os diferentes usos entre as estações do ano e ao longo do arco praial. O maior acúmulo de lixo na Prainha (Ponto 15) em Squarema durante o inverno pode estar relacionado também com a redução da limpeza no pós-praia nesta estação, devido à diminuição da frequência de banhistas, além de se encontrar entre as rochas, a Itatinga e Ponta de Squarema (Oliveira e Krau, 1955), o que poderá facilitar o acúmulo destes poluentes. Durante os séculos XVIII e XIX havia uma barra nesta praia ligando o complexo lagunar de Squarema com o mar, que funcionou abrindo e fechando naturalmente em episódios de ressaca e maré cheia, mas foi aterrada em meados de 1950 (Oliveira e Krau, 1955). Importante destacar que esta praia se localiza junto ao canal de Squarema, ou seja, existe a possibilidade de transporte de MP deste complexo lagunar para as praias do seu entorno. Até o presente momento, não existem pesquisas sobre estes poluentes nas lagunas, o que impossibilita a confirmação desta hipótese, cabendo estudos posteriores para a confirmação. Vale destacar que este local frentemente sobre com a transposição de ondas (overwash), durante ondas de tempestade (Lins De Barros, 2010).

Com exceção do ponto 15, é possível constatar o maior acúmulo de materiais distintos e de tamanhos variados no setor oeste (área menos urbanizada) quando comparada ao setor leste (área mais urbanizada). Isto pode estar relacionado à corrente de deriva litorânea que, segundo Pinto (2018), tendem a se deslocar preferencialmente para oeste, em resposta a incidência de ondas provenientes de sudeste e sob condição de tempo bom. Esta maior acumulação na porção oeste também foi demonstrada por Corrêa *et al.* (2019) em pesquisa realizada neste arco praial.

Localizada no setor leste do arco praial Jaconé-Saquarema, a Praia da Sacristia (Ponto 9), é a praia mais isolada de toda esta pesquisa, encontrando-se em um local de difícil acesso e uma pequena faixa de areia nos costões rochosos da Ponta Negra, em Maricá. Apesar da atividade antrópica deste local se resumir aos banhistas que chegam até o local, os resultados obtidos na concentração de MP foram elevados, principalmente durante o inverno (52 itens.m²), o que demonstra que o ocorre o transporte destes poluentes pela corrente de deriva litorânea de leste para oeste (Pinto, 2018).

Corrêa *et al.* (2019) observou a presença de microplásticos nesta região com maior concentração durante o verão (39 itens.m²) quando comparado ao inverno (13 itens.m²), fato que não se repetiu no presente estudo, posto que os resultados obtidos no inverno foram maiores em todos os pontos deste arco praial.

Importante destacar a corrente de deriva litorânea, ao que tudo indica, ocorre preferencialmente em direção a oeste e sob condição de tempo bom, com ondas provenientes de sudeste. No entanto, durante a ocorrência de ondulações de sudoeste, a corrente de deriva litorânea tende a se deslocar para leste (Dutra *et al.*, 2022). Este fato auxilia no entendimento da maior concentração de MP no ponto 15 durante o inverno.

6.4.3 – Arco praial de Massambaba

Sendo o maior arco praial do presente estudo, com aproximadamente 48 quilômetros de extensão, no arco praial de Massambaba se localizam 12 pontos de coleta (do ponto 16 ao 27), entre os municípios de Saquarema, Araruama e Arraial do Cabo.

Mantendo os resultados também vistos nos outros arcos praias, em Massambaba a concentração detectada de MP no inverno se elevou quando comparado ao verão, com exceção

do ponto 17, na Praia de Itaúna, em Saquarema. A média de MP foi de 7 (ponto 21) durante o verão, a 351 itens.m² (ponto 27) na Praia Grande, Arraial do Cabo (Foto 50).

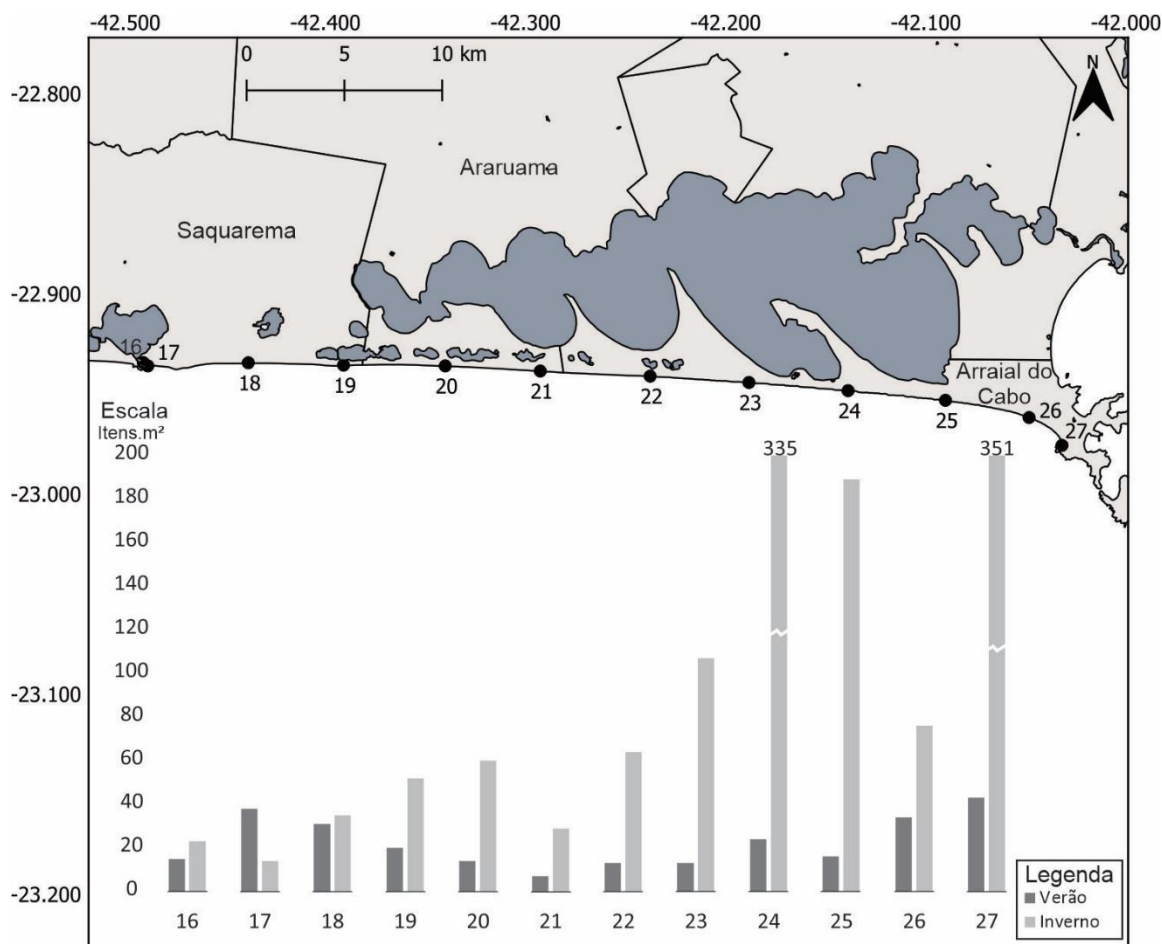


Figura 53. Quantidade de MP por m² nos pontos coletados do arco praial de Massambaba durante o verão e inverno.

As estações de coleta com as maiores concentrações de MP foram o 24, 25 e 27, todos estes detectados durante o inverno na Praia Grande (Arraial do Cabo), que é um local muito frequentado por banhistas, pois integra um conjunto de praias de grande apelo turístico da região, onde a população do município pode triplicar durante o verão (Motta e Terra, 2011). Da Silva *et al.* (2018) em sua pesquisa sobre a concentração de lixo em praias de Arraial do Cabo, detectou a maior concentração durante o verão, fato que não ocorreu durante o presente estudo. Possivelmente isto ocorreu devido ao microplástico, que mesmo com a limpeza constante da faixa de areia promovida pela prefeitura, ele não é retirado das praias por conta de

seu pequeno tamanho, que dificulta a sua retirada de forma manual e até mesmo com o uso de máquinas de limpeza da faixa de areia.

O ponto 16 se localiza no canal da barra de Saquarema, também conhecida como Barra Franca. O canal foi aberto permanentemente em 2001, com o objetivo de perenizar a barra e com isso melhorar a qualidade da água do sistema lagunar. Para isso foi realizada a construção de um guia-corrente na praia de Itaúna e a dragagem do canal que se formou entre este e a pedra da Igreja de Nossa Senhora de Nazaré (Azevedo, 2005). Durante anos, o local sofreu com o seu recorrente fechamento devido ao assoreamento e isto criou condições para a elevação da poluição no complexo lagunar (Oliveira, 2013). Em 2021, foi assinado um acordo entre a prefeitura local e o Estado do Rio de Janeiro para realização de obras no intuito de evitar a obstrução do local. Apesar destas características citadas, a concentração de MP foi baixa neste ponto (15 itens.m² no verão e 23 itens.m² no inverno) quando comparada as outras praias deste arco praial, e por conta deste resultado não é possível afirmar que a vazão de fluxos proveniente do complexo lagunar interfere na concentração destes micro poluentes.

Outras pesquisas sobre presença de MP em canais lagunares foram realizadas. Monteiro *et al.* (2022) em pesquisa sobre a concentração destes poluentes em águas superficiais do canal do sistema lagunar estuarino em Laguna, Santa Catarina, detectou a presença média de 7,32.m³. No canal de Bizerte, localizado em complexo lagunar de mesmo nome na Tunísia, apresentou uma média de 3400 ± 200 partículas/kg de sedimento (Abidli *et al.*, 2017).

Já na concentração de MP por Kg os resultados de mantiveram similares ao apresentado anteriormente em m², com uma variação entre 1,4 itens.kg⁻¹ (ponto 21) a 54,2 itens.kg⁻¹ (ponto 27). As maiores concentrações também se localizaram nas estações de coleta da Praia Grande durante inverno (Figura 51).

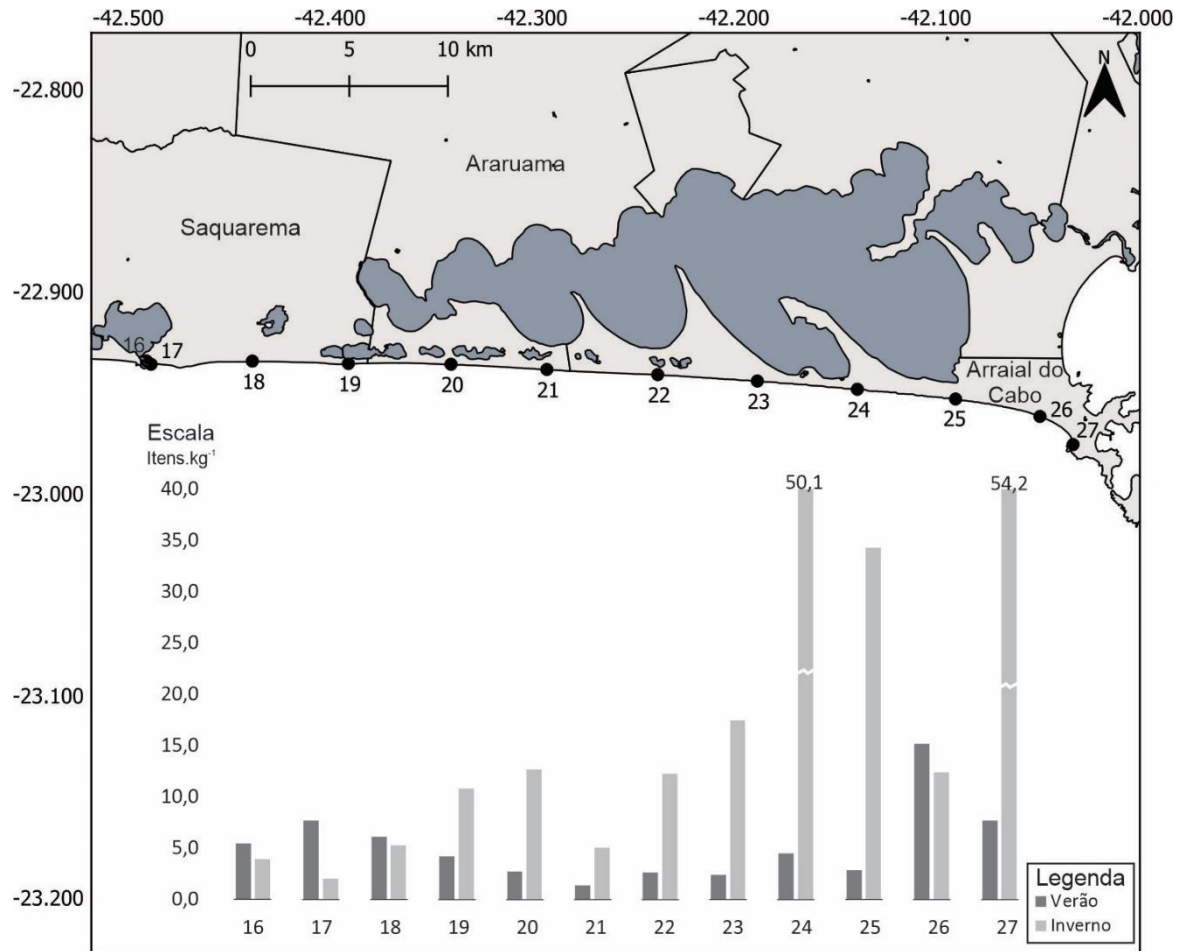


Figura 54. Quantidade de MP por Kg nos pontos coletados do arco praial de Massambaba durante o verão e inverno.

7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente trabalho foi realizada pela primeira vez a determinação e caracterização de microplásticos presentes em sedimentos das praias da porção leste do Estado do Rio de Janeiro, abrangendo os municípios de Maricá, Saquarema, Araruama e Arraial do Cabo. A concentração média de MP variou entre 20,8 itens.m² (4,8 itens.kg⁻¹) durante a coleta realizada no verão, e 110,6 itens.m² (17,8 itens.kg⁻¹) durante o inverno. A elevação ocorrida durante esta estação do ano (inverno) foi de 4,3 vezes, o que pode estar relacionada ao aumento da velocidade 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.

Os resultados deste estudo revelaram a presença de MP em todos os 27 pontos de coleta em dois momentos distintos, verão e inverno, confirmando a presença generalizada deste poluente nas praias com elevada atividade antrópica e até mesmo em pontos mais isolados, de mínimo impacto, como é o caso da Praia da Sacristia, em Maricá, que é uma praia incrustada e de difícil acesso. Por conta disso não é possível afirmar que somente a densidade populacional do local é a responsável pela sua contaminação microplástica, mas é necessário compreender os fatores de distribuição de transporte destes poluentes pelo corpo hídrico através de uma abordagem ampla e multidisciplinar. Algumas praias se destacaram na concentração de MP, como foi o caso da Prainha, em Saquarema, onde somente na coleta do inverno concentrou aproximadamente 20% dos poluentes detectados durante toda pesquisa. Isto se repetiu na Praia Grande (pontos 24 e 27), em Arraial do Cabo, com 9,4% e 9,8%, respectivamente.

Os resultados obtidos demonstraram concentrações de diversos tipos de microplásticos, com destaque para os fragmentos com 47,5%, fibras com 24,7%, pellets com 18,3%, filmes plásticos com 5,6% e por último o poliestireno com 4,2%. É importante destacar que os pellets, que possuem o seu principal caminho até os corpos hídricos a partir das fugas industriais, apresentaram uma concentração elevada para uma região onde a industrialização (principalmente de plástico) não é elevada, quando comparada a outras regiões do país, o que indica um transporte deste poluente pelo litoral do Rio de Janeiro. Importante destacar a proximidade da área de pesquisa com a Baía de Guanabara, que em outro estudo (Carvalho, 2016) já se apresentou como uma importante fonte de diversos tipos de MP, entre eles os pellets. Além dos tipos, as cores dos contaminantes microplásticos também apresentaram grande variação, com destaque para as cores azul e branco. Já os polímeros identificados foram o

polietileno, polietileno de alta de alta intensidade, de baixa intensidade e o polipropileno, além da cera de polietileno, sendo estes polímeros muito empregados e produzidos mundialmente e predominantemente encontrados nas matrizes ambientais. É importante destacar que somente 10 amostras de MP foram analisadas para identificação do polímero, ou seja, em um método de amostragem.

A poluição por micro resíduos de plástico é um problema ambiental emergente, seu impacto nesta faixa litorânea é notório, principalmente neste local onde o aporte de turistas eleva a cada ano. Contudo, mais estudos são necessários para se caracterizar uma região tão mutável como a esta faixa da zona costeira do Rio de Janeiro, que possui densidade demográfica em expansão e conseqüentemente grande aporte de material plástico diário, principalmente pela falta de saneamento básico. A possibilidade de se caracterizar poluentes orgânicos persistentes (POPs) em microplásticos encontrados no ambiente marinho se torna cada vez mais necessário, visto que estes contaminantes podem agravar a situação da biota marinha.

Assim, esses dados são importantes tanto no âmbito local quanto nacional, pois, visto que esta pesquisa de doutorado sobre este tema no país ainda está no início e considerando que o Brasil é o 4º maior produtor de resíduos plástico do mundo e que menos de 2% dessa produção é reciclada, torna-se imperativa a necessidade de monitoramento dos corpos hídricos para o controle da contaminação por materiais plásticos.

8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abayomi, O. A.; Range, P.; Al-Ghouti, M. A.; Obbard, J. P.; Almeer, S. H.; Ben-Hamadou, R. 2017. Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, v. 124, n. 1, p. 181–188.

Abidli S, Toumi H, Lahbib Y, El Menif NT. 2017. The first evaluation of microplastics in sediments from the Complex Lagoon Channel of Bizerte (Northern Tunisia) *Water Air Soil Pollut.* 228:262.

ABIPLAST. Perfil 2019. Associação Brasileira da Indústria do Plástico, v. 6, n. 1, p. 1-46. 2019. Disponível em: Acesso em 28 julho 2021.

Allsopp, M., Walters, A., Santillo, D. And Johnston, P. 2006. Plastic debris in the World's oceans. Amsterdam: Greenpeace International. 43p.

Alomar, C., Estarellas, F., Deudero, S., 2016. Microplastics in the Mediterranean Sea: deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine environmental research*, 115, 1-10.

Alonso, A. L. F. (2014) Avaliação de microplásticos em praias da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Dissertação (Mestrado em Química). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 62 p.

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.

Alves, V. E. N.; Figueiredo, G. M. 2019. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Marine Pollution Bulletin*, n. 146, p. 326–335.

ANA – Agência Nacional de Águas. Atlas Esgotos. 2013. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em 8 jun. 2021.

Andrady A.L. 2015. Persistence of plastic litter in the oceans *Marine Anthropogenic Litter* ed M Bergmann, L Gutow and M Klages (Dordrecht: Springer) pp 57–72

Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 119, 12-22.

Andrady A. L., Neal M. A. 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Phil. Trans. R. Soc. B* 364,1977–1984.

Andrady, Anthony L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, [s.l.], v. 62, n. 8, p.1596-1605. Elsevier BV.

Antunes, J.; Frias, J.; Sobral, P. 2018. Microplastics on the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, n. 131, p. 294–302.

Arthur, C., Baker, J., Bamford, H., 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30.

Ashton, K., Holmes, L., Turner, A., 2010. Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 60 (11), 2050 - 2055.

Aslam, H.; Ali, T.; Mortula, M. M.; Attaelmanan, A. G. 2020. Evaluation of microplastics in beach sediments along the coast of Dubai, UAE. *Marine Pollution Bulletin*, v. 150. 2019.

Atlas Do Plástico. Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. 2020. Fundação Heinrich Böll. ISBN / DOI 978-65-87665-02-3. Disponível em: <https://br.boell.org/pt-br/2020/11/29/atlas-do-plastico>. Acesso em 09 setembro 2021.

Avio, C. G.; Gorbi, S.; Regoli, F. 2017. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*, 128, p. 2-11.

Azevedo, F.B.B. 2005. Modelagem da capacidade de suporte na Laguna de Saquarema, RJ, após a abertura de uma conexão permanente com o mar. Dissertação de mestrado do programa de Ciência Ambiental, UFF.

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 p.7957-7970.

Ballerini, Tosca *et al.* 2018. Plastic Pollution int the Ocean: What we know and what we don't know about. [s.l.]: Thecamp.

Bancin, I. J.; Walther, B. A.; Lee, Y-C.; Kunz, A. 2019. Two-dimensional distribution and abundance of micro- and mesoplastic pollution in the surface sediment of Xialiao Beach, New Taipei City, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 140, p. 75-85.

Baptista Neto, J. A. B.; Da Fonseca, E. M. 2011. Seasonal, spatial and compositional variation of beach debris along of the eastern margin of Guanabara Bay (Rio de Janeiro) in the period of 1999–2008. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, vol. 11, p. 31-39.

Baptista Neto, J. A.; Carvalho, D. G.; Medeiros, K.; Drabinski, T. L.; Vaz De Melo, G.; Silva, R. C. O.; Silva, D. C. P.; Batista, L. S.; Dias, G. T. M.; Fonseca, E. M.; Filho, J. R. S. 2019. The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, n. 149.

Barnes, D. ; Galgani, F. ; Thompson, R. ; Barlaz, M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. In: *Philosophical Transaction of the Royal Society Biological Sciences*. Nr. 364, S. 1985–1998.

Barbosa, Marcelo Ferrari. 2018. Uma breve história do projeto do COMPERJ e da construção de seu consenso. Dissertação de mestrado. Universidade Federal Fluminense – Niterói.

Barragán, J. M. 2016. Política, gestão e litoral: uma nova visão da Gestão Integrada de Áreas Litorais. Madrid, Espanha: Editorial Tébar Flores.

Bertoldi, C. F. 2022. Distribuição espaçotemporal, abundância e caracterização de microplásticos em águas superficiais do Lago Guaíba. Tese (Doutorado). Instituto de Química. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Betts, K., 2008. Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans. *Environ. Sci. Technol.* 42, 8995.

Biazzi, F. M.; Tonello, D. 2014. Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) Terminal de Ponta Negra (TPN). ARCADIS logos. 88 p.

Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Lagueux, C.J., 1994. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. *Mar. Pollut. Bull.* 28 (3), 154–158.

Blight, L.K., Burger, A.E., 1997. Occurrence of plastic particles in seabirds from the Eastern North Pacific. *Mar. Pollut. Bull.* 34 (5), 323–325.

Borrero, D. D.; Fábrega Duque, J.; Olmos, J.; Garcés-Ordóñez, O.; Amaral, S. S. G. Do; Vezzzone, M.; Felizardo, J. P. S.; Meigikos Dos Anjos, R. 2020. Distribution of Plastic Debris in the Pacific and Caribbean Beaches of Panama. *Air, Soil and Water Research*, n. 13.

BRASIL. Decreto nº 5.300 de 7 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei nº 7.661, de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro – PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências. Brasília: D.O.U. de 8.12.2004.

Browne, A.L., Stehlik, D., Buckley A. 2011. Social licences to operate: for better not for worse; for richer not for poorer? The impacts of unplanned mining closure for “fence line” residential communities. *Local Environment* 16 (7): 707-725.

Browne, M.A., Galloway, T., Thompson, R., 2007. Microplastic - an emerging contaminant of potential concern? *Integr. Environ. Assess. Manag.* 3, 559–561.

Browne MA, Dissanayake A, Galloway TS, Lowe DM, Thompson RC. 2008. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environ Sci Technol* 42:5026–5031.

Bruice, P. Y. 2006. Química Orgânica. 4^a. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall. Vol.2.

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.

Canevarolo Júnior, Sebastião Vicente. Ciência dos Polímeros: um texto básico para tecnólogos e engenheiros. 2016. 2^a ed. São Paulo: Artliber. 280 p.

Carvalho, D. G. 2016. Poluição por microplástico em praias e sedimentos de fundo da Baía de Guanabara, RJ. 2016. 102f. Dissertação (Mestrado em dinâmica dos oceanos e da terra) - Instituto de Geociências, Departamento de Geologia Marinha, Universidade Federal Fluminense.

Carvalho, D.G., Baptista Neto, J.A., 2016. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean Coast Manag.* 128, 10–17.

Castañeda, R., Avlijas, S., Simard, M.A. And A. Ricciardi. 2014. Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71: 1–5. COLE, M. *et al.* Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, n. 12, p. 2588–2597.

Castro, R. O.; Silva, M. L.; Marques, M. R. C.; Araújo, F. V. 2016. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. *Marine Pollution Bulletin*, 110, p. 555-558.

Castro, R. O.; Silva, M. L.; Marques, M. R. C.; Araújo, F. V. 2020. Spatio-temporal evaluation of macro, meso and microplastics in surface waters, bottom and beach sediments of two embayments in Niterói, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 160, 111537.

Cavalcante, R. M.; Pinheiro, L. S.; Teixeira, C. E. P.; Paiva, B. P.; Fernandes, G. M.; Brandão, D. B.; Frota, F. F.; Filho, F. J. N. S.; Schettini, C. A. F. 2020. Morphology, Chemical Characterization and Sources of Microplastics in a Coastal City in The Equatorial Zone With Diverse Anthropogenic Activities (Fortaleza City, Brazil). *Waste Manage*, 108, 13.

CIDE. Fundação Centro de Informações e Dados do Rio de Janeiro. In: Anuário Estatístico do Estado do Rio de Janeiro 2003. Rio de Janeiro: CIDE, 2004.

Claessens, M.; Meester, S. D.; Landuyt, L. V.; Clerck, K. D.; Janssen, C. R. 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 62, p. 2199-2204.

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

Cooper, D. A., & Corcoran, P. L. 2010. Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*, 60(5), 650-654.

CONCREMAT. 2011. Projeto básico para a fixação da barra franca de Saquarema. INEA/RJ.

Corcoran, P.L., Biesinger, M.C., And Grifi, M. 2009. Plastics and beaches: A degrading relationship: *Marine Pollution Bulletin*, 58: 80–84.

Corrêa, L. F.; Silva, A. L. C.; Pinheiro, A. B.; Pinto, V. C. S.; Macedo, A. V.; Madureira, E. A. L. 2019. Distribuição e fonte de resíduos sólidos ao longo do arco praial de Jaconé-Squarema (RJ). *Revista Tamoios, São Gonçalo (RJ)*, v. 15, n. 1, p. 57-79.

Corrêa, L. F. 2022. Ocorrência e distribuição de microplásticos nos sedimentos de fundo, margem e nas águas superficiais do sistema lagunar Maricá-Guarapina (RJ). 2022. 107f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Formação de Professores, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, São Gonçalo.

Costa, M. F.; Sul, J. A. I. Do; 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.

Cowger W, Steinmetz Z, Gray A, Munno K, Lynch J, Hapich H, Primpke S, De Frond H, Rochman C, Herodotou, O. 2021. “Microplastic Spectral Classification Needs an Open Source Community: Open Specy to the Rescue!” *Analytical Chemistry*, 93(21), 7543–7548.

Da Silva, M. L., Castro, R. O., Sales, A. S., & de Araújo, F. V. 2018. Marine debris on beaches of Arraial do Cabo, RJ, Brazil: An important coastal tourist destination. *Marine pollution bulletin*, 130, 153-158.

De Falco, F.; Gullo, M.P.; Gentile, G.; Di Pace, E.; Cocca, M.; Gelabert, L.; Brouta-Agnés, M.; Rovira, A.; Escudero, R.; Avella, M.; *et al.* Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environ. Pollut.* 2018, 236, 916–925.

De-La-Torre, G. E.; Dioses-Salinas, D. C.; Castro, J. M.; Antay, R.; Fernández, N. Y.; Espinoza-Morriberón, D.; Saldaña-Serrano, M. 2020. Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. *Marine Pollution Bulletin*, v. 151, 110877.

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

Derraik, J.G.B. 2002. The Pollution of the Marine Environment by Plastic Debris: A Review. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 842-852.

Ding, Y., Zou, X., Wang, C., Feng, Z., Wang, Y., Fan, Q., & Chen, H. 2021. The abundance and characteristics of atmospheric microplastic deposition in the northwestern South China Sea in the fall. *Atmospheric Environment*, 253, 118389.

Dioses-Salinas, D.C., Pizarro-Ortega, C.I., De-la-Torre, G.E., 2020. A methodological approach of the current literature on microplastic contamination in terrestrial environments: current knowledge and baseline considerations. *Sci. Total Environ.* 730, 139164.

DHN. Tábua das marés para o Porto do Rio de Janeiro - Ilha Fiscal. 2013. Disponível em: <http://www.mar.mil.br/dhn/chm/box-previsao-mare/tabuas/>

Dos Santos, A. A. B.; Costa, E. C. P.; Sousa, R. C. S.; Seabra, V. S. 2016. Aplicação ambiental em geoprocessamento: análise das mudanças de uso e cobertura da terra no município de Saquarema-RJ nos anos de 1984 e 2014. In: V Simpósio de Gestão Ambiental e Biodiversidade. Anais. Três Rios, RJ.

Dutra, V. C.; Silva, A. L. C.; Pinheiro, A. B.; Vasconcelos, S. C.; Filho, S. R. 2022. Caracterização morfológica e sedimentar do sistema praiabarreira arenosa e os efeitos das ondas de tempestade no litoral de Jacaré-Saquarema (RJ), Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Geomorfologia*. v. 23, nº 2.

Ecologus –Agrar. 2005. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica da Baía de Guanabara. Rio de Janeiro. 190p.

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*, v. 75.

Endo, S., Takizawa, R., Okuda, K., Takada, H., Chiba, K., Kanehiro, H., Ogi, H., Yamashita, R., Date, T., (2005) Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: variability among individual particles and regional differences. *Mar. Poll. Bull.* 50, 1103–1114.

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. In: *PloS one* 9, Nr. 12, S. e111913.

Eriksson, C., & Burton, H. 2003. Origins and biological accumulation of small plastic particles in fur seals from Macquarie Island. *Ambio*, 32(6), 380-384.

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.

Figueiredo, C. A. O. B., Takahashi, H., Wrasse, C. M., Otsuka, Y., Shiokawa, K., & Barros, D. 2018. Medium-scale traveling ionospheric disturbances observed by detrended total electron content maps over Brazil. *Journal of Geophysical Research: Space Physics*, 123, 2215– 2227.

Fisner, M.; Taniguchi, S.; Moreira, F.; Bícego, M. C.; Turra, A. 2013. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: Variability in the 49 concentration and composition at different sediment depths in a Sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*. 70: 219- 226.

Fotopoulou, K.N., Karapanagioti, H.K., 2012. Surface properties of beached plastic pellets. *Mar. Environ. Res.* 81, 70–77.

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

Fontenelle, T. H.; Corrêa, W. B. 2010. Gerenciamento e Morfodinâmica Costeira do Arco Praia de Jacaré-Saquaré, Estado do Rio de Janeiro. In: XVI Encontro Nacional dos Geógrafos, 2010, Porto Alegre. AGB. p. 1-12.

Frias, J. P. G. L.; Nash, R. 2019. Microplastics : Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, v. 138, p. 145–147.

Frias, J.P.G.L., Otero, V., & Sobral, P. 2014. Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. *Marine Environmental Research*, 95, 89-95.

Fundação Ceperj. 2019. Mapa das Regiões de Governo e Municípios do Estado do Rio de Janeiro – 2019. Rio de Janeiro/RJ: Governo do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: http://arquivos.proderj.rj.gov.br/sefaz_ceperj_imagens/Arquivos_Ceperj Acesso em 4 agosto. 2021

Gallagher, A.; Rees, A.; Rowe, R.; Stevens, J.; Wright, P. 2016. Microplastics in the Solent Estuarine Complex, UK: An Initial Assessment. *Mar. Pollut. Bull.*

Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., Kinsey, S., Thompson, R.C., van Franeker, J., Vlachogianni, T., Scoullou, M., Veiga, J.M., Palatinus, A., Matiddi, M., Maes, T., Korpinen, S., Budziak, A., Leslie, H., Gago, J., Liebezeit, G., 2013. Monitoring guidance for marine litter in European seas. MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter (TSG-ML). DRAFT REPORT.

Gao, F.; Li, J.; Hu, J.; Sui, B.; Wang, C.; Sun, C.; Li, X.G.; Ju, P. 2021. The seasonal distribution characteristics of microplastics on bathing beaches along the coast of Qingdao, China. *Sci. Total Environ.* 783, 146969.

Garcés-Ordóñez, O.; Díaz, L. F. E.; Cardoso, R. P.; Muniz, M. C. 2020a. The impact of tourism on marine litter pollution on Santa Marta beaches, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, v. 160, 111558.

Garcés-Ordóñez, O.; Espinosa, L. F.; Cardoso, R. P.; Cardozo, B. B. I.; Anjos, R. M. 2020b. Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. *Environmental Pollution*, v. 267, 115495.

GESAMP, 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: A global assessment. Rep. Stud. GESAMP No. 90.

GESAMP, 2019. Guidelines on the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean. In: Kershaw, P.J., Turra, A., Galgani, F. (Eds.), (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 99, (130p).

Gregory, M.G., Andrady, A.L., 2003. Plastics in the marine environment. In: Andrady, A.L. (Ed.), *Plastics and the Environment*. Wiley, Hoboken, NJ, pp. 379–401.

Hartmann, Nanna B; Huffer, Thorsten; Thompson, Richard C.; Hassellöv, Martin; Verschoor, Anja; Daugaard, Anders E.; Rist, Sinja; Karlsson, Therese; Brennholt, Nicole; Cole, Matthew; Herrling, Maria P; Hess, Maren C; Ivleva, Natalia P; Lusher, Amy L; Wagner, Martin. 2019. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science and Technology*, v. 53, n. 3, p. 1039–1047.

Hernandez, E., Nowack, B., Mitrano, D.M., 2017. Polyester textiles as a source of microplastics from households: a mechanistic study to understand microfiber release during washing. *Environmental Science & Technology* 51 (12), 7036–7046.

Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E.R., Farrington, J.W., Reddy, C.M., Peacock, E.E., Ward, M.W., 2011. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Mar. Pollut. Bull.* 62 (8), 1683e1692.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the Marine environment: a review of methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46, 3060e3075.

Holmes, L., Turner, A., Thompson, R.C., 2012. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environ. Pollut.* 160 (1), 42–48.

Instituto Estadual Do Ambiente (INEA). Parque Estadual da Serra da Tiririca http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/BIODIVERSIDADEEAREASPROTEGIDAS/UnidadesdeConservacao/INEA_008600#/Sobreoparque. Acesso em junho/2021.

Isobe, A.; Kubo, K.; Tamura, Y. ; Kako, S. ; Nakashima, E. ; Fujii, N. 2014. Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. In: *Marine pollution bulletin* 89, Nr. 1-2, S. 324–330.

Ivar do Sul, J.A.; Costa, M.F. 2007. Marine debris review for Latin America and the Wider Caribbean Region: From the 1970s until now, and where do we go from here? *Marine Pollution Bulletin*, 54(8):1087-1104.

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

Ivar Do Sul, J. A.; Spengler, A.; Costa, M. F. 2009. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, vol. 58 (8), p.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. *Mar. Pollut. Bull.* 347, 768–771.

Jayasiri, H. B.; Purushothaman, C. S.; Vennila, A. 2013. Quantitative analysis of plastic debris on recreational beaches in Mumbai, India. *Marine Pollution Bulletin*, n. 77, p. 107–112.

Johnson, A. C., Ball, H., Cross, R., Horton, A. A., Jürgens, M. D., Read, D. S., 2020. Identification and quantification of microplastics in potable water and their sources within water treatment works in England and Wales. *Environ. Sci. Technol.* 54, 12326–12334.

Juan, B., Carrasco, A., Omer, C., Muriel, C., Gabaldon, J.E., Huck, T., Jaffrès, L., Jorgensen, B., Miguelez, A., Paillard, C., Vanderlinden, J., 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, 302e311.

Laglbauer, B.J.L., Franco-Santos, R.M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M., Deprez, T., 2014. Macrodebris e microplásticos de praias na Eslovênia. *Mar. Pollut. Touro.* 89, 356-366.

Latini, G., De Felice, C., Verrotti, A., (2004) Plasticizers, infant nutrition and reproductive health. *Reproductive Toxicology* 19 (1), 27–33

Law, K.L., 2017. Plastics in the marine environment. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 9, 205e229.

Laist, D.W., 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. In: Coe, J.M., Rogers, D.B. (Eds.), *Marine Debris: Sources, Impacts and Solutions*. Springer, Berlin.

Lebreton, L., Slat, B., Ferrari, F., Sainte-Rose, B., Aitken, J., Marthouse, R., Hajbane, S., Cunsolo, S., Schwartz, A., Levivier, A., Noble, K., Debeljak, P., Maral, H., Schoeneich-Argent, R., Brambini, R., Reisser, J., 2018. Evidence that the great Pacific garbage patch is rapidly accumulating plastic. *Sci. Rep.* 8, 4666.

Leite, A.S., Santos, L.L., Costa, Y., Hatje, V., 2014. Influence of proximity to an urban

M.L.d. Silva *et al.* *Marine Pollution Bulletin* 130 (2018) 153–158 center in the pattern of contamination by marine debris. *Mar. Pollut. Bull.* 81.

Leonor, Dalila. 2021. Micro plásticos em águas e sedimentos da costa algarvia. Tese de Doutorado. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

Li, L.; Geng, S.; Wu, C.; Song, K.; Sun, F.; Visvanathan, C.; Xie, F.; Wang, Q. 2019. Microplastics Contamination in Different Trophic State Lakes along the Middle and Lower Reaches of Yangtze River Basin. *Environ. Pollut.* 254.

Lins-De-Barros, F.M. 2010. Contribuição metodológica para análise local da vulnerabilidade costeira e riscos associados: estudo de caso da Região dos Lagos, Rio de Janeiro. Tese de Doutorado. Departamento de Geografia da UFRJ.

Lins-De-Barros, F. M. 2017. Integrated coastal vulnerability assessment: A methodology for coastal cities management integrating socioeconomic, physical and environmental dimensions - Case study of Região dos Lagos, Rio de Janeiro, Brazil. *Ocean and Coastal Management*, v. 149, p. 1–11.

Lithner D, Nordensvan I, Dave G. 2012. Comparative acute toxicity of leachates from plastic products made of polypropylene, polyethylene, PVC, acrylonitrile-butadiene-styrene, and epoxy to *Daphnia magna*. *Environ Sci Pollut Res* 19(5):1763–1772.

Löder, M.G.L. and Gerdt, G. 2015. Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. In: *Marine Anthropogenic Litter* (eds. Bargeman, M., Gutow, G. and Klages, M.). Heidelberg, Germany, Springer Open, pp.201–227.

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. *Proceedings of the 4th International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics (CEMEPE) and SECOTOX Conference*, p. 24–28.

Kalnasa, M.L., Lantaca, S.M.O., Boter, L.C., Flores, G.J.T., and Galarpe, V.R.K.R. 2019. Occurrence of Surface Sand Microplastic and Litter in Macajalar Bay, Philippines. *Mar. Pollut. Bull.* 149, 110521–110524.

Kang, J.-H., Kwon, O.-Y., Shim, W.J., 2015. Potential threat of microplastics to zooplanktivores in the surface waters of the Southern Sea of Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 69, 340–351.

Karthik, R., Robin, R.S., Purvaja, R., Ganguly, D., Anandavelu, I., Raghuraman, R., Hariharan, G., Ramakrishna, A., Ramesh, R., 2018. Microplastics along the beaches of southeast coast of India. *Sci. Total Environ.* 645, 1388–1399.

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. In: *Archives of environmental contamination and toxicology* 69, Nr. 3, S. 299–309.

Kjerfve, B., Schettini, C. A. F., Knoppers, B., Lessa, G. & Ferreira, H. 1996. O. Hydrology and salt balance in a large, hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 42, p 701–725.

Klumb-Oliveira, L. A. 2015. Variabilidade Interanual do Clima de Ondas e Tempestades e seus Impactos sobre a Morfodinâmica de Praia do Litoral Sudeste do estado do Rio de Janeiro. 2015. 101f. Tese de Doutorado em Geografia – Programa de Pós-Graduação em Geografia, UFRJ, Rio de Janeiro.

Koelmans, A. A.; Kooi, M.; Law, K. L.; Seville, E. V. 2017. All is not lost: deriving a top-down mass budget of plastic at sea. *Environmental Research Letters*, v. 12, 114028.

Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. A .J., Ragas, A. M. J. 2017. Wear and Tear of Tyres: A stealthy source of microplastics in the environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14, 1265.

Kukulka, T. ; Proskurowski, G. ; Mor ´Et-Ferguson, S. ; Meyer, D. W. ; Law, K. L. 2012. The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. In: *Geophysical Research Letters* 39, Nr. 7, S. n/a–n/a.

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

Lambert, Scott; Wagner, Martin. Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater Environments: An Overview. *The Handbook Of Environmental Chemistry: Freshwater Microplastics Emerging Environmental Contaminants*, [s.l.], p.1-23, 2018. Springer International Publishing.

Leslie, H. A.; Brandsma, S. H.; Van Velzen, M. J. M.; Vethaak, A. D. 2017. Microplastics En Route: Field Measurements in the Dutch River Delta and Amsterdam Canals, Wastewater Treatment Plants, North Sea Sediments and Biota.

Lebreton, L.C.M., Van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J. 2017. River plastic emissions to the world’s ocean. *Nat. Commun.*, 8, 15611.

Li, J.; Lusher, A.L.; Rotchell, J.M.; Deudero, S.; Turra, A.; Bråte, I. L. N.; Sun, C.; Shahadat Hossain, M.; Li, Q.; Kollandhasamy, P. 2019. Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. *Environ. Pollut.*, 244, p. 522-533.

Lima, P. A. 1993. Atividade pesqueira em Arraial do Cabo: uma avaliação de sua importância para a gestão do território. Dissertação (mestrado) – Instituto de Geociências - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Lins-De-Barros, F.M. 2005. Risco e Vulnerabilidade à Erosão Costeira no Município de Maricá, Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2005. 147f. Dissertação (Mestrado em Geografia). Programa de Pós-graduação em Geografia - Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Lins-De-Barros, F. M., 2010. Contribuição metodológica para análise local da vulnerabilidade costeira e riscos associados: estudo de caso da Região dos Lagos, Rio de Janeiro. Tese (doutorado). Rio de Janeiro, UFRJ, PPGG, 292p.

Lins-De-Barros, F. M. 2017. Integrated coastal vulnerability assessment: A methodology for coastal cities management integrating socioeconomic, physical and environmental dimensions- Case study of Região dos Lagos, Rio de Janeiro, Brazil. *Ocean Coast. Management*, v.149, p. 1–11.

Luo, H.; Xiang, Y.; Li, Y.; Zhao, Y.; Pan, X. 2020. Weathering Alters Surface Characteristic of TiO₂-Pigmented Microplastics and Particle Size Distribution of TiO₂ Released into Water. *Sci. Total Environ.*

Macali, A., Semenov, A., Venuti, V., Crupi, V., D'Amico, F., Rossi, B., Corsi, I., Bergami, E., 2018. Episodic records of jellyfish ingestion of plastic items reveal a novel pathway for trophic transference of marine litter. *Sci. Rep.* 8 (1), 6105.

Macedo, Andrea Viana. 2020. A influência da dinâmica e dos diferentes usos na distribuição e origem de microplásticos no litoral da Ilha Grande, Angra dos Reis (RJ). 132f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Formação de Professores, Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Madureira, E. A. L. Caracterização da poluição por microplásticos no litoral de Limón, Caribe Sul da Costa Rica, como subsídio à gestão costeira. 2020. 147f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Formação de Professores, Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Mansur, K. L.; Ramos, R. R. C.; Godoy, J. M. O.; Nascimento, V. M. R. 2011. Beachrock de Jaconé, Maricá e Saquarema - RJ: importância para a história da ciência e para o conhecimento geológico. In: *Revista Brasileira de Geociências*, v.41. (2): 290-303.

Marinho, P.P. Avaliação e caracterização de microplásticos em águas superficiais costeiras entre a Baía de Guanabara e Ilhas Cagarras, Rio de Janeiro. 2021. 148f. Dissertação de Mestrado em Química – Programa de Pós-Graduação em Química, PUC, Rio de Janeiro.

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.

Masura, J., Baker, J., Foster, G., Arthur, C., 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48.

Mathalon, A.; Hill, P. 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding halifax harbor, nova scotia. *Mar. Pollut. Bull.* 81 (1), p. 69-79.

Maynard A. 2006. Nanotechnology: a research strategy for addressing risk. Woodrow Wilson International Center for Scholars Project on Emerging Nanotechnologies. 28-29.

Martins, J.; Sobral, P. 2011. Plastic marine debris on the Portuguese coastline: A matter of size? *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, p. 2649–2653.

Mazariegos-Ortíz, C.; Rosales, M. A.; Carrillo-Ovalle, L.; Cardoso, R. P.; Muniz, M. C.; Anjos, R. M. 2020. First evidence of microplastic pollution in the El Quetzalito sand beach of the Guatemalan Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, v. 156, 111220.

McElwee K, Osborn D 2011. Proceedings of the 5th International Marine Debris Conference. March 20-25. Waikiki Beach Marriott Resort, Honolulu, Hawai'i, USA.

Mello, M. A.; Valpassos, C. M. 2004. Saneamento do Brasil: Seus Efeitos sobre a Pesca Artesanal e o Manejo dos Ecossistemas da Lagoa Feia e da Lagoa de Márica. Trabalho de cooperação entre UFRJ, PPGA-ICHF/UFF, NUFEP e LeMetro. Rio de Janeiro: 17 p.

Mercogliano R, Avio CG, Regoli F, Anastasio A, Colavita G, Santonicola S, 2020. Occurrence of microplastics in commercial seafood under the perspective of the human food chain. A review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 68, n. 19, p. 5296–5301.

Miles, R., Clark, L., Ellicks, D., Hoch, R., Garrett, L., & Chambers, B. 2002. Plastic Media Blasting: The Paint Remover of Choice for the Air Force. *Metal Finishing*, 14-17.

Miller, M. E.; Kroon, F. J.; Motti, C. A. Recovering microplastics from marine samples: A review of current practices. *Marine Pollution Bulletin*, 123 (1-2), p. 6-18, 2017.

Moore, C.J., 2008. Synthetic Polymers in the Marine Environment: a Rapidly Increasing, Long-term Threat. *Environmental Research*, Elsevier, pp. 131e139.

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. *Mar. Pollut. Bull.* 42 (12), 1297–1300.

Monteiro, I. B; Dantas D. V.; Makrakis M. C; Lorenzi, L; Ribeiro, S. A; Pezzin, A. P. T; Silveira, V. F. Gentil, E. 2022. Composição e distribuição espacial de detritos plásticos flutuantes ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical no Atlântico Ocidental. *Boletim de Poluição Marinha* 179. 113648.

Monteiro, R. C. P.; Ivar Do Sul, J. A.; Costa, M. F. 2018. Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. *Environ. Pollut.* 238, p. 103-110.

Monteiro, R. C. P.; Ivar Do Sul, J. A.; Costa, M. F. 2020. Small microplastics on beaches of Fernando de Noronha Island, Tropical Atlantic Ocean. *Ocean and Coastal Research*, São Paulo, v. 68, e 20235.

Motta, A.; Terra, R. 2011. Esporte, lazer e políticas públicas na Região dos Lagos. Rio de Janeiro: Iventura.

Muehe, D.; Carvalho, V. G. 1993. Geomorfologia, cobertura sedimentar e transporte de sedimentos na plataforma continental interna entre Ponta de Saquarema e o Cabo Frio (RJ). *Bolm Inst. Oceanogr.*, S Paulo, v. 41, v.1, pp. 1-12.

Muehe, D.; Corrêa, C.H.T. 1989. Dinâmica de praia e transporte de sedimentos ao longo da restinga da Maçambaba. *Revista Brasileira de Geociências*, v.19, n.3, p.387-392.

Muehe, D. 2006. Gênese da morfologia do fundo da lagoa de Araruama e cordões litorâneos associados. VI SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA (VI SINAGEO). Goiânia. Anais do VI Simpósio Nacional de Geomorfologia, Goiânia.

Napper, I. E. Thompson, R. C. 2015. Characterisation, Quantity and Sorptive Properties of Microplastics Extracted From Cosmetics. *Marine Pollution Bulletin.* 99: 178 -185.

Nelms, S.E., Galloway, T.S., Godley, B.J., Jarvis, D.S., Lindeque, P.K., 2018. Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987) 238, 999–1007.

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

Oliveira, K.; Krau, L. 1955. Observações biogeográficas durante e abertura da barra de Saquarema. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 53 (2, 3, 4); 435-449.

Oliveira, L. R.; Viana, L. J. T.; Braga, A. L. da C. 2010. Conflitos e fragilidades de uma atividade turística não planejada: um olhar direcionado às praias de Porto de Galinhas e Itamaracá/Pe. *Patrimônio: Lazer & Turismo*, v.7, n° 10, abr./jun., p. 01-19.

Oliveira, M. L. P. 2013. Análise da hidrodinâmica do Sistema Lagunar de Saquarema frente às projeções de aumento do nível médio do mar. *Dissertação (mestrado) – UFRJ/COPPE*. 102p.

Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A., Murakami, M., Zurcher, N., Booyatumanondo, R., Zakaria, M.P., Dung, L.Q., Gordon, M., Miguez, C., Suzuki, S., Moore, C., Karapanagioti, H.K., Olivatto, G. P.; Martins, M. C. T.; Montagner, C. C.; Henry, T. B.; Carreira, R. S. 2019. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 139, p. 157-162.

Pagter, E., Frias, J., Nash, R., 2018. Microplastics in Galway Bay: A comparison of sampling and separation methods. *Mar. Pollut. Bull.* 135, 932–940.

Palombini, F. L.; Demori, R.; Cidade, M. K.; Kindlein, W.; de Jacques, J. J.; 2018. Occurrence and recovery of small-sized plastic debris from a Brazilian beach: characterization, recycling, and mechanical analysis *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 25, 26218.

Pesquisa Fapesp. O Dilema dos plásticos: O material com usos tornou-se um grande vilão do meio ambiente. São Paulo: Fapesp, v. 281, jul. 2019. Mensal. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/folheie-a-edicao-281/>. Acesso em: 06 de outubro de 2021.

Pinto, R.M.F.M., Cassemiro, R.F., Vaz, A.J. Carvalho, S.P.C. 2011. A região da baixada litorânea do Rio de Janeiro: interações entre o turismo e urbanização. *Espaço e Geografia*, 14(2): 191-223.

Plastics Europe. 2018. Plastics - the facts 2018. Disponível em https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf.

PlasticsEurope. 2021. Plastics – the Facts 2020. An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. Association of plastics manufactures, Brussels. Disponível em <https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/12/Plastics-the-Facts-2021-web-final.pdf>

Provencher, J.F., Bond, A.L., Avery-Gomm, S., Borrelle, S.B., Bravo Rebolledo, E.L., Hammer, S., Kühn, S., Lavers, J.L., Mallory, M.L., Trevail, A., van Franeker, J.A., 2017. Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. *Anal. Methods* 9 (9), 1454–1469.

Pinto, V. C. S.; Silva, A. L. C.; Silvestre, C. P.; Antonio, R. V. M. 2015. Ambiente praial e a influência do arenito de praia na distribuição dos sedimentos em Jaconé (Maricá, RJ). *Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada - 116 Territórios Brasileiros: Dinâmicas, Potencialidades e Vulnerabilidades*. Teresina, Piauí, v.1.

Pinto, V. C. 2018. Caracterização morfológica e sedimentar da planície costeira e vulnerabilidade do litoral de Jaconé-Saquarema (RJ) às ondas de tempestade. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Formação de Professores. Departamento de Geografia. 135p.

Reisser, J.; Shaw, J. Wilcox, C.; Hardesty, B. D.; Proietti, M.; Thums, M.; Pattiaratchi, C.: 2013. Marine plastic pollution in waters around Australia: Characteristics, concentrations, and pathways. In: *PloS one* 8, Nr. 11, S. e80466.

Richardson, K., Haynes, D., Talouli, A., Donoghue, M., 2017. Marine pollution originating from purse seine and longline fishing vessel operations in the Western and Central Pacific Ocean, 2003–2015. *Ambio*, 46: 190-200.

Rochman, C.M., Browne, M.A., Halpern, B.S., Hentschel, B.T., Hoh, E., Karapanagioti, H.K., Rios-Mendoza, L.M., Takada, H., Teh, S., Thompson, R.C., 2013a. Policy: classify plastic waste as hazardous. *Nature* 494, 169e171.

Rochman, C.M., Hoh, E., Hentschel, B.T., Kaye, S., 2013b. Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: implications for plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.* 47 (3), 1646e1654.

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. Biological Sciences*, n. 364, p. 1999-2012.

Rios LM, Moore C, Jones PR 2007; Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Poll Bull* 54:1230–1237.

Ross, P. C.; Smith, G.; Gordon, K.; Gaw, S. 2016. Synthetic shorelines in New Zealand? Quantification and characterisation of microplastic pollution on Canterbury's coastlines. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 50(2), p. 317-325.

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.

Santana, M. F. M.; Moreira, F. T.; Turra, A. 2017. Trophic transference of microplastics under a low exposure scenario: Insights on the likelihood of particle cascading along marine food-webs. *Marine Pollution Bulletin*, v. 121, p. 154–159.

Santos, I. R., Baptista Neto, J. A., Wallner-Kersanach, M. 2008; Resíduos Sólidos. In: Baptista Neto, J. A., Wallner-Kersanach, M., Patchineelam, S. M. (Eds). *Poluição marinha*. Interciência, p. 309-330.

Santos, I.R., Friedrich, A.C., Ivar do Sul, J.A., 2009. Marine debris contamination along undeveloped tropical beaches from Northeast Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 148, 455–462.

Santos, G.N.; Barros, S.R.S.; Santos, R.F. 2018. Uma avaliação dos conflitos socioambientais no Núcleo Massambaba do Parque Estadual da Costa do Sol. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 44, Edição Especial: X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro, p.307-324.

Saviello, D., Pouyet, E., Toniolo, L., Cotte, M., Nevin, A., 2014. Synchrotron-based FTIR microspectroscopy for the mapping of photo-oxidation and additives in acrylonitrilebutadiene styrene model samples and historical objects. *Anal. Chim. Acta* 843, 59e72.

Sighicelli, M., Pietrelli, L., Lecce, F., Iannilli, V., Falconieri, M., Coscia, L., Vito, S., Nuglio, S., & Zampetti, G. 2018. Microplastic pollution in the surface waters of Italian Subalpine Lakes. *Environmental Pollution*, 236, 645-651.

Silva, A. L. C. 2006. Comportamento Morfológico e Sedimentológico do Litoral de Itaipuaçu (Marica) e Piratininga (Niterói), RJ, nas últimas três décadas. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Geologia e Geofísica Marinha da Universidade Federal Fluminense. pp.153.

Silva, A. L. C.; Silva, M. A. M.; Gralato, J. C. A.; Silvestre C. P. 2014 Caracterização geomorfológica e sedimentar da planície costeira de Maricá (Rio de Janeiro). *Revista Brasileira de Geomorfologia*. v. 15 (2), p. 231- 249.

Silva, A. B.; Bastos, A. S.; Justino, C. I.L.; Costa, J. P. Da; Duarte, A. C.; Rocha-Santos, T. A.P. 2018. Microplastics in the environment: challenges in analytical chemistry - a review. *Analytica Chimica Acta*, [S.l.], v. 1017, p. 1-19.

Silva, A. L. C.; Silva, M. A. M.; Santos, C. L. 2008a. Comportamento Morfológico e Sedimentar da Praia de Itaipuaçu (Maricá, RJ) nas Últimas Três Décadas. *Revista Brasileira de Geociências. Sociedade Brasileira de Geologia*, 38 (1), p. 89-99.

Silva, A. L. C.; Silva, M. A. M.; Santos, C. L. 2008b. Comportamento morfológico e sedimentar da praia de Itaipuaçu (Maricá, RJ) nas últimas três décadas. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 38, n.1, pp. 89-99.

Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., & Ahmed, S. 2008. Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 26(3), 246-265.

SNIS - Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico. Diagnostico do Manejo de Resíduos Sólidos, 2017. Brasil, Brasília, DF, 2019. Disponível em <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2017>. Acesso em 28 de setembro de 2021.

Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Kang, J., Kwon, O.Y., Han, G.M., & Shim, W.J. 2014. Large Accumulation of Micro-sized Synthetic Polymer Particles in the Sea Surface Microlayer. *Environmental Science & Technology*, 48, 9014–9021.

Srikanth S., Woo J.S., Wu B., El-Sherbiny Y.M., Leung J., Chupradit K., Rice L., Seo G.J., Calmettes G., Ramakrishna C., *et al.* 2019. The Ca(2+) sensor STIM1 regulates the type I interferon response by retaining the signaling adaptor STING at the endoplasmic reticulum. *Nat Immunol* 20, 152–162.

Stolte, A.; Forster, S.; Gerdt, G.; Schubert, H. 2015. Microplastic Concentrations in Beach Sediments along the German Baltic Coast. *Mar. Pollut. Bull.*

Sundt, P., P.-E. Schulze And F. Syversen. 2014. Sources of microplastic pollution to the marine environment, Mepex for the Norwegian Environment Agency (Miljødirektoratet): 86p.

Syberg, K., Nielsen, M. B., Oturai, N. B., Clausen, L. P. W., Ramos, T. M., & Hansen, S. F. (2022). Circular economy and reduction of micro (nano) plastics contamination. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 5, 100044.

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 of London B: Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 2079-2096.

Tampang, A. M;Viswanathan, P. M. 2022. Occurrence, distribution and sources of microplastics in beach sediments of Miri coast, NW Borneo. In: *Chemosphere*. Volume 305, 135368.

Teuten, E. L.; Saquing, J. M.; Knappe, D. R.; Barlaz, M. A.; Jonsson, S.; Björn, 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. *Philos. Trans. R. Soc.*, 364, 2027_2045;

Tiwari, M., Rathod, T.D., Ajmal, P.Y., Bhangare, R.C., Sahu, S.K., 2019. Distribution and characterization of microplastics in beach sand from three different Indian coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.* 140, 262–273.

Thompson R. C., Moore C. J., vom Saal F. S., Swan S. H. 2009. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Phil. Trans. R. Soc. B* 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? In: *Science* (New York, N.Y.) 304, Nr. 5672, S. 838.

Toussaint, B., Raffael, B., Angers, A., Gilliland, D., Kestens, V., Petrillo, M., ... Eede, G. Van Den. 2019. Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 1–61.

Turner, A., R. Arnold, & T. Williams. 2020. “Weathering and persistence of plastic in the marine environment: lessons from LEGO.” *Environmental Pollution*, vol. 262.

Vandenberg, L. N., Hauser, R., Marcus, M., Olea, N. & Welshons, W. V. 2007. Human exposure to bisphenol A (BPA). *Reprod. Toxicol.* 24, 139–177.

Veerasingham, S., Ranjani, M., Venkatachalapathy, R., Bagaev, A., Mukhanov, V., Litvinyuk, D., Mugilarasan, M., Gurumoorthi, K., Guganathan, L., Aboobacker, V.M., Vethamony, P., 2020. Contributions of Fourier transform infrared spectroscopy in microplastic pollution research: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*.

Vegtner, A.C., Barletta, M., Beck, C., Borrero, J., Burton, H., Campbell, M.L., Eriksen, M., Eriksson, C., Estrades, A., Gilardi, K.V.K., Hardesty, B.D., Assuncao, J., do Sul, I., Lavers, J.L., Lazar, B., Lebreton, L., Nichols, W.J., Ribic, C.A., Ryan, P.G., Schuyler, Q.A., Smith, S.D.A., Takada, H., Townsend, K., Wabnitz, C.C.C., Wilcox, C., Young, L.C., Hamann, M., 2014. Global research priorities to mitigate plastic pollution impacts on marine wildlife. *Endanger. Species Res.* 25: 225-247.

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

Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero P., Moschino V., Rella, R., Sturaro, A., & Da Rosb, L. 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130: 54-61.

Waldschlager, K., Born, M., Cowger, W., Gray, A., and Schütttrumpf, H. 2020. The way of microplastic through the environment – Application of the source-pathway-receptor model (review). *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 713, p. 136584. Elsevier BV.

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.

Waring, R.H., Harris, R.M., Mitchell, S.C., 2018. Plastic contamination of the food chain: a threat to human health? *Maturitas* 115, 64–68.

Watts, A.J.R., Urbina, M.A., Goodhead, R., Moger, J., Lewis, C., Galloway, T.S., 2016. Effect of microplastic on the gills of the shore crab *Carcinus maenas*. *Environmental Science & Technology* 50 (10), 5364–5369.

Weerts, S., McClurg, T., Burres, E., Smith, W., van Velkenburg, M., Lang, J.S., Lang, R.C., Laursen, D., Danner, B., Stewardson, N., Thompson, R.C. 2009. International Pellet Watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Mar. Pollut. Bull.* 58 (10), 1437–1446.

Wong, J. K. H.; Lee, K. K.; Tang, K. H. D.; Yap, P. S. 2020. Microplastics in the Freshwater and Terrestrial Environments: Prevalence, Fates, Impacts and Sustainable Solutions. *Sci. Total Environ.*

Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* (New York, N.Y.) 314 (5800), 787–790.

Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environ. Pollut.* 178, 483e492.

Xiong, X.; Zhang, K.; Chen, X.; Shi, H.; Luo, Z.; Wu, C. 2018. Sources and Distribution of Microplastics in China's Largest Inland Lake – Qinghai Lake. *Environ. Pollution.*

Yang, D., Shi, H., Li, L., Li, J., Jabeen, K., Kolandhasamy, P., 2015. Microplastic pollution in table salts from China. *Environ. Sci. Technol.* 49, 13622–13627.

Zobkov, M; Esiukova, E. 2017. Microplastics in Baltic bottom sediments: Quantification procedures and first results. *Marine Pollution Bulletin*, [s.l.], v. 114, n. 2, p.724-732, Elsevier BV.

Zhou, Q.; Zhang, H.; Fu, C.; Zhou, Y.; Dai, Z.; Li, Y.; Tu, C.; Luo, Y. 2018. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma*, v. 322, p. 201–208.

Zhu, J., Yu, X., Zhang, Q., Li, Y., Tan, S., Li, D., Yang, Z., Wang, J., 2019. Cetaceans and microplastics: first report of microplastic ingestion by a coastal delphinid, *Sousa chinensis*. *Sci. Total Environ.* 659, 649–654.