



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR-LABOMAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

CLARA CABRAL ALMEIDA

***PELLETS* PLÁSTICOS EM PRAIAS ARENOSAS EM DUAS
ÁREAS PORTUÁRIAS DO ESTADO DO CEARÁ**

FORTALEZA

2018

CLARA CABRAL ALMEIDA

***PELLETS* PLÁSTICOS EM PRAIAS ARENOSAS EM DUAS
ÁREAS PORTUÁRIAS DO ESTADO DO CEARÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Linha de Pesquisa: Análise de impactos ambientais da região oceânica e costeira.

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella

Coorientador: Dr. Mathias Bochow

Fortaleza

2018

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

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

A445p Almeida, Clara Cabral.
Pellets Plásticos em Praias Arenosas em Duas Áreas Portuárias do Estado do Ceará / Clara Cabral
Almeida. – 2018.
130 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2018.

Orientação: Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella.

Coorientação: Prof. Dr. Mathias Bochow.

1. Polímeros Sintéticos. 2. Resinas termoplásticas. 3. Áreas Portuárias. I. Título.

CDD 551.46

CLARA CABRAL ALMEIDA

**PELLETS PLÁSTICOS EM PRAIAS ARENOSAS EM DUAS
ÁREAS PORTUÁRIAS DO ESTADO DO CEARÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Linha de Pesquisa: Análise de impactos ambientais da região oceânica e costeira.

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella

Coorientador: Dr. Mathias Bochow

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Sandra Tédde Santaella(Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Prof. Dr. Carlos Eduardo Peres Teixeira
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Prof. Dr. José Renato de Oliveira César
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Aos meus pais, Nilton e Germana, que
sempre me ensinaram que a educação é o
melhor caminho para o sucesso.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, pelo apoio e incentivo a continuar aprimorando meus conhecimentos.

À minha orientadora, prof^ª. Sandra Santaella, pela possibilidade da realização desta pesquisa, pelo acolhimento de anos, paciência, dedicação e por acreditar em mim e incentivo para continuar na vida acadêmica.

Ao Mathias Bochow, por ter aceitado me coorientar, repassado conhecimento e me receber no Centro Alemão de Pesquisas para Geociências (GFZ).

Ao Vinicius Lima por me acompanhar desde a graduação e mesmo à distância, ser o melhor companheiro e incentivador, além de estar disposto a ajudar sempre que preciso.

Às minhas amigas de longas datas, Gabriela, Carolina, Fernanda, Rachel e Larissa, que acompanham minha jornada desde à infância.

Ao Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL), a Universidade Federal do Ceará (UFC) e ao Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), pela disponibilidade do espaço, recursos financeiros e material.

Às minhas amigas de faculdade e de pós-graduação, Larissa Plutarco, Luana Castelo, Jordana Sampaio, e também amigas de laboratório, Ana Beatriz Leite e Juliana Costa.

Ao Willame Araújo, que desde de 2011 me acompanha, ajuda em tudo que está ao seu alcance, e que sem ele, esta pesquisa também não teria acontecido.

Ao Lucas Guerra, por ter se disponibilizado em me acompanhar nas coletas ter sido fundamental para realização desta pesquisa.

Ao Ronaldo Ruy, pela ajuda no tratamento estatístico dos dados e realização das análises.

Ao Regimário Filho, pela confecção dos mapas utilizados nesta dissertação.

À toda minha família, pelo apoio dado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de estudo no período da pós-graduação.

“Tenho esperança de que um maior conhecimento do mar, que há milênios dá sabedoria ao homem, inspire mais uma vez os pensamentos e as ações daqueles que preservarão o equilíbrio da natureza e permitirão a conservação da própria vida.” (Jacques Cousteau).

RESUMO

Plásticos são polímeros orgânicos sintéticos ou naturais, cuja produção mundial tem aumentado desde meados do século XX. Embora sejam benéficos para a sociedade, os plásticos geram resíduos, que são divididos de mega a nanoplásticos. Na categoria de microplásticos, estão os *pellets* plásticos. Os *pellets* (resinas termoplásticas) são grânulos plásticos que servem como matéria prima para a indústria. Desde o início do século XX, a preocupação acerca desses resíduos aumentou devido à ameaça marinha que eles representam. Devido à importância para o ambiente marinho, o objetivo deste estudo foi detectar a presença, caracterizá-los e determinar o grau de poluição de uma praia de acordo com o índice de poluição por *pellets* (IPP), como também determinar a composição polimérica dos *pellets*. Foram escolhidas duas áreas portuárias do estado do Ceará: Porto de Fortaleza e Porto do Pecém. Realizaram-se quatro coletas (mai a jun/17). Determinaram-se as áreas adjacentes ao porto de Fortaleza de FA e FP e ao Pecém de PA e PP e coletaram-se sedimentos em 10 pontos de cada área, na linha de maré alta mais recente. Os *pellets* foram separados, quantificados e caracterizados (tamanho, forma, transparência e cor). O IPP foi calculado a partir de uma equação padrão e a análise estatística foi de similaridade. Para identificar os tipos de polímeros, utilizou-se um espectrofotômetro e uma biblioteca espectral com espectros de referência mais comuns através do programa *algorithm*. Coletaram-se 1.411 *pellets* no decorrer da pesquisa. Foram identificados dois *pellets* em FA, na primeira coleta e nenhum em FP, enquanto que em PA e PP foram identificadas resinas. No mês de junho foram encontrados mais *pellets* (38,6 *pellets*/m²). A morfologia mais encontrada em PA foi a cilíndrica e em PP a esférica achatada (exceção de julho). As cores mais frequentes foram branca, amarela e âmbar, em todos os meses. Identificaram-se 170 classes a partir da caracterização, como também *pellets* de 6 e 8 mm. Por espectroscopia, 73,75% foram PE, 24,28% PP e 0,07% PA e por densidade 71,56% foram PE e 28,44% PP. O erro percentual entre os dois métodos variou de 13,33% a 23,75% para PP e 0,29 a 5,64% para PE. Não houve diferença significativa entre os métodos. Concluiu-se que apenas 8,58% das faixas de praia do Pecém estudadas estão poluídas em um nível alto ou muito alto, enquanto, 92% é considerada com nível moderado, baixo ou muito baixo de poluição. Portanto, o cálculo do IPP foi eficiente para determinar o grau de poluição das praias estudadas aqui. Os tipos de polímeros mais comuns foram PE e PP e ambos os métodos podem ser utilizados para identificá-los.

Palavras-chave: 1. Polímeros sintéticos 2. Resinas termoplásticas 3. Áreas portuárias

ABSTRACT

Plastics are synthetic or natural organic polymers, whose world production has increased since the mid-twentieth century. While they are beneficial to society, plastics generate waste, which is divided from mega to nanoplastics. In the category of microplastics, there are plastic pellets. Pellets (thermoplastic resins) are plastic granules that serve as raw material for the industry. Since the beginning of the 20th century, concern about these wastes has increased due to the marine threat they pose. Due to the importance of the marine environment, the objective of this study was to detect the presence, to characterize them and to determine the degree of pollution of a beach according to the index of pollution by pellets (IPP), as well as to determine the polymer composition of the pellets. Two port areas of the state of Ceará were chosen: Port of Fortaleza and Port of Pecém. There were four collections (May to June / 17). The areas adjacent to the port of Fortaleza de FA and FP and the Pecém de PA and PP were determined and sediments were collected in 10 points of each area, in the most recent high tide line. The pellets were separated, quantified and characterized (size, shape, transparency and color). The PPI was calculated from a standard equation and the statistical analysis was similarity. To identify the types of polymers, a spectrophotometer and a spectral library with common reference spectra were used through the algorithm program. 1,411 pellets were collected during the research. Two pellets were identified in FA, in the first collection and none in FP, whereas in PA and PP resins were identified. In June more pellets (38.6 pellets / m²) were found. The morphology most found in PA was cylindrical and in PP the spherical flattened (exception of July). The most frequent colors were white, yellow and amber, in all months. 170 classes were identified from the characterization, as well as pellets of 6 and 8 mm. By spectroscopy, 73.75% were PE, 24.28% PP and 0.07% PA and by density 71.56% were PE and 28.44% PP. The percentage error between the two methods ranged from 13.33% to 23.75% for PP and 0.29 to 5.64% for PE. There was no significant difference between the methods. It was concluded that only 8.58% of the studied Pecém beach strips are polluted at a high or very high level, while 92% is considered as having a moderate, low or very low level of pollution. Therefore, the calculation of the IPP was efficient to determine the degree of pollution of the beaches studied here. The most common types of polymers were PE and PP and both methods can be used to identify them.

Keywords: 1. Synthetic polymers 2. Thermoplastic resins 3. Harbour areas

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1 – *Pellets* plásticos em tamanhos, cores e formas variados..... 29

Figura 2 – Fontes de microplásticos (*pellets* e fragmentos) no meio marinho..... 31

Capítulo 2

Figura 1 – Região do Mucuripe que compreende o período antes, durante e pós a construção do porto de Fortaleza..... 63

Figura 2 – Área portuária do porto do Pecém..... 64

Figura 3 – Locais de coleta (iniciais e finais) nas faixas de praia adjacentes ao porto de Fortaleza (Titanzinho e Beira-mar)..... 66

Figura 4 – Locais de coleta (iniciais e finais) nas faixas de praia adjacentes ao porto do Pecém..... 66

Figura 5 – Esquematização dos pontos de coleta nas áreas de coleta FA e FP em Fortaleza..... 67

Figura 6 – Esquematização dos pontos de coleta nas áreas de coleta PA e PP em São Gonçalo do Amarante..... 68

Figura 7 – Ilustração da área amostral tanto na faixa praias adjacentes ao porto de Fortaleza quanto ao porto do Pecém..... 69

Figura 8 – Demonstração de coleta de sedimento e separação dos *pellets* por flotação na etapa 2..... 70

Figura 9 – Praia do Titanzinho que apresenta processo de erosão costeira, sem presença de pós-praia e berma..... 73

Figura 10	– Pontos de acúmulo e linha de detrito na área de coleta PA, próximo ao porto do Pecém.....	74
Figura 11	– Quantidade de <i>pellets</i> encontrados nos pontos P1 a P10 (PA) e P11 a P20 (PP), respectivamente nas proximidades do porto do Pecém na coleta dos dias 7 e 8 de maio de 2017.....	75
Figura 12	– Quantidade de <i>pellets</i> encontrados nos pontos P1 a P10 (PA) e P11 a P20 (PP), respectivamente nas proximidades do porto do Pecém na coleta de 4 de junho de 2017.....	75
Figura 13	– Quantidade de <i>pellets</i> encontrados nos pontos P1 a P10 (PA) e P11 a P20 (PP), respectivamente nas proximidades do porto do Pecém na coleta de 7 de julho de 2017.....	76
Figura 14	– Quantidade de <i>pellets</i> encontrados nos pontos P1 a P10 (PA) e P11 a P20 (PP), respectivamente nas proximidades do porto do Pecém na coleta de 20 de agosto de 2017.....	76
Figura 15	– Similaridade nos valores de abundância dos pellets nos pontos agrupados das coletas dos meses de maio, junho, julho e agosto, nas adjacências do porto do Pecém.....	79
Figura 16	– Referência de cores dos <i>pellets</i> encontrados de acordo com o código RGB...	81
Figura 17	– Quantidade de <i>pellets</i> , por coloração com padrão RGB, nas coletas feitas nas proximidades do porto do Pecém em 7 e 8 de maio de 2017.....	81
Figura 18	– Quantidade de <i>pellets</i> , por coloração com padrão RGB, nas coletas feitas nas proximidades do porto do Pecém em 4 de junho de 2017.....	82
Figura 19	– Quantidade de <i>pellets</i> , por coloração com padrão RGB, nas coletas feitas nas proximidades do porto do Pecém em 7 de julho de 2017.....	82
Figura 20	– Quantidade de <i>pellets</i> , por coloração com padrão RGB, nas coletas feitas nas proximidades do porto do Pecém em 20 de agosto de 2017.....	83
Figura 21	– Classificação do grau de poluição dos pontos dos PA, PP e FA nos meses de maio e junho de 2017.....	88
Figura 22	– Classificação do grau de poluição dos pontos dos PA e PP nos meses de julho e agosto de 2017.....	89

Capítulo 3

Figura 1	– Locais de coleta (iniciais e finais) nas faixas de praia adjacentes ao porto do Pecém.....	104
Figura 2	– Demonstração de coleta de sedimento e separação dos <i>pellets</i> por flotação.	106
Figura 3	– Esquema de separação de polímeros por diferença de densidade.....	106
Figura 4	– Espectro padrão de polietileno (PE).....	107
Figura 5	– Espectro padrão de polipropileno (PP).....	108
Figura 6	– Espectro padrão de cloreto de polivinila (PVC).....	108
Figura 7	– Espectro padrão de cloreto de Polietileno Tereftalatos (PET).....	109
Figura 8	– Espectro padrão de poliestireno (PS).....	109
Figura 9	– Espectro padrão de poliamida (PA).....	110

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

- Tabela 1 – Tipos de polímeros sintéticos com respectivas características, densidade específica, utilização e produção mundial..... 26
- Tabela 2 – Classificação dos microplásticos quanto ao tamanho das partículas..... 28

Capítulo 2

- Tabela 1 – Coordenadas geográficas dos pontos de coleta nas praias adjacentes ao porto de Fortaleza (Titanzinho e Beira-mar, FA e FP, respectivamente) e nas adjacências do porto do Pecém (PA e PF, respectivamente)..... 67
- Tabela 2 – Data e regime de marés da coleta de sedimentos nos pontos FA e FP nas adjacências do porto de Fortaleza.....68
- Tabela 3 – Data e regime de marés da coleta de sedimentos nos PA e PP nas adjacências do porto Pecém.....69
- Tabela 4 – Grau de poluição por *pellets* em uma praia arenosa.....72
- Tabela 5 – Abundâncias relativas de grânulos encontrados nas praias adjacentes ao porto de Fortaleza e ao porto do Pecém e velocidade do vento nos meses de coleta.....78
- Tabela 6 – Morfologia dos grânulos de PA com as respectivas quantidades em unidades e frequência (%) em cada mês de pesquisa..... 80
- Tabela 7 – Morfologia dos grânulos de PP com as respectivas quantidades em unidades e frequência (%) em cada mês de pesquisa..... 80
- Tabela 8 – Frequência de ocorrência de pellets com cor branca, amarela e âmbar durante a pesquisa..... 83
- Tabela 9 – Classificação do grau de poluição de estudos em alguns locais. Os pontos amostrais estão em ordem crescente de acordo com cada estudo..... 88

Capítulo 3

- Tabela 1 – Coordenadas geográficas dos pontos de coleta nas praias adjacentes ao porto 104

	do Pecém (PA e PP, respectivamente).....	
Tabela 2	– Data e regime de marés da coleta de sedimentos nos PA e PP nas adjacências do porto Pecém.....	105
Tabela 3	– Composição polimérica dos <i>pellets</i> encontrados nas proximidades do porto do Pecém pelos métodos de espectroscopia e de densidade de maio a agosto de 2017.....	112
Tabela 4	– Erro percentual do método de espectrofotometria e de densidade de maio a agosto de 2017 para a classificação de PE e PP.....	113

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AliceWeb	Análise de Informações de Comércio Exterior
DDT	Dicloro-Difenil-Tricloroetano
E	Leste
EUA	Estados Unidos da América
EQUAL	Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água
HPA	Hidrocarbonetos Aromáticos
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LABOMAR	Instituto de Ciências do Mar
PA	Poliamida
PE	Polietileno
PEBD	Polietileno de Baixa Densidade
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PVC	Cloreto de Polivinila
PET	Polietileno Tereftalatos
PCB	Bifenilas Policloradas
POPS	Poluentes Orgânicos Persistentes
MARPOL	Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios
MDIC	Ministério de Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior
NAFTA	Acordo de Livre Comércio da América do Norte
UFC	Universidade Federal do Ceará
UPGMA	Regra da União pelas Médias não Ponderadas
UV	UltraVioleta
W	Oeste

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	19
2. OBJETIVOS	22
2.1. OBJETIVOS GERAIS	22
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
REFERÊNCIAS	23
CAPÍTULO 1	26
1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	26
1.1.1 Plásticos no contexto mundial: Características e cadeia produtiva.....	26
1.1.2 Microplásticos	29
1.1.3 Microplásticos no ambiente marinho	30
REFERÊNCIAS	37
CAPÍTULO 2	60
OCORRÊNCIA DE PELLETS PLÁSTICOS EM DUAS ÁREAS PORTUÁRIAS DO ESTADO DO CEARÁ	60
RESUMO	60
ABSTRACT	61
2.1 INTRODUÇÃO	62
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	64
2.2.1 Área de estudo	64
2.2.2 Coleta de dados e pontos de amostragem.....	66
2.2.3 Coleta de sedimentos e identificação dos <i>pellets</i>	69
2.2.4 Quantificação e caracterização dos <i>pellets</i>	71
2.2.5 Determinação do índice de poluição por <i>pellets</i>	72
2.2.6 Análise Estatística	73
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	74
2.3.1 Identificação dos <i>pellets</i>	74
2.3.2 Quantificação e abundância dos <i>pellets</i>	76
2.3.3 Caracterização geral dos <i>pellets</i> : morfologia, cor e classes	80
2.3.4 Índice de poluição por <i>pellets</i>	86
2.4 CONCLUSÕES	92
REFERÊNCIAS	93
CAPÍTULO 3	100
IDENTIFICAÇÃO POLIMÉRICA DE PELLETS DA ÁREA PORTUÁRIA DO PECÉM-CEARÁ	100
RESUMO	100
ABSTRACT	101

3.1 INTRODUÇÃO	102
3.2. MATERIAL E MÉTODOS	104
3.2.1 Área de coleta dos <i>pellets</i>	104
2.3.1 Coleta de <i>pellets</i> e pontos de amostragem	104
2.3.2 Coleta de sedimentos e identificação dos <i>pellets</i>	105
2.3.3 Composição Química dos <i>Pellets</i>	107
3.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	113
3.4.1 Composição química dos <i>pellets</i>	113
3.5 CONCLUSÕES	117
CAPÍTULO 4	123
4.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS	123
APÊNDICE A	126

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os plásticos são polímeros orgânicos sintéticos oriundos do petróleo ou gás natural (RIOS; MOORE; JONES, 2007; BARNES *et al.*, 2009) cuja produção mundial aumentou desde a descoberta dos polímeros, a partir do meio do século XX. Estima-se que o aumento foi de noventa e sete milhões de toneladas entre 2004 (225.000.000 t) e 2015 (322.000.000 t) (PLASTIC EUROPE, 2015; PLASTIC EUROPE, 2016).

O maior produtor mundial de materiais plásticos é a China (27,8%), seguida pela Europa (18,5%) e pelo conjunto de países pertencentes ao Acordo de Livre Comércio da América do Norte (NAFTA) (18,5%). A América Latina é um dos menores produtores com 4,4% (PLASTIC EUROPE, 2016). Os polímeros sintéticos mais produzidos e encontrados são o polietilenos (PE), polipropilenos (PP), poliestirenos (PS), cloreto de polivinila (PVC) e polietilenos tereftalato (PET) (IVAR DO SUL; COSTA, 2014).

Os materiais plásticos são amplamente utilizados pela população mundial devido a características tais como, baixo custo, versatilidade, baixo peso, resistência e transparência, e têm propriedades excelentes de barreira de oxigênio e umidade, o que faz com que eles sejam ideais para a produção de embalagens (IVAR DO SUL; COSTA, 2014; TURRA *et al.*, 2014).

Porém, apesar de serem úteis e trazerem benefícios para a sociedade, a produção crescente gera muitos resíduos, que muitas vezes são descartados inadequadamente no meio ambiente. Os resíduos plásticos são divididos em: mega plásticos (peças maiores que 1 m) macroplásticos (peças entre 2,5 cm e 1 m), mesoplásticos (fragmentos entre 2,5 cm e 5 mm) (GESAMP, 2016) e microplásticos (normalmente menores que 5 mm) (DRIS *et al.*, 2015; BARNES *et al.*, 2009).

Devido ao descarte inapropriado, os resíduos plásticos têm se acumulado de forma incontrollável no meio aquático, seja por liberação acidental, descarte impróprio ou por atividade humana, e vêm sendo transportados pelos ventos e rios até a costa (FRIAS; SOBRAL; FERREIRA, 2010; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013).

As partículas microplásticas, em particular, podem ser originárias de: I) grânulos (conhecidos como *pellets*) e matérias-primas utilizadas para a produção de plásticos; II) grânulos utilizados em fármacos; e III) fibras que são tecidos têxteis (UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2016; ANDRADY, 2011; BARNES *et al.*, 2009; IVAR DO SUL; SPENGLER; COSTA, 2009).

A presença de microplásticos em águas oceânicas foi detectada nos oceanos Pacífico (norte e sul), Atlântico Norte e Mediterrâneo, concentrando-se em giros subtropicais (IVAR

DO SUL; COSTA, 2014). Além de serem encontrados em alto mar, os microplásticos também estão presente em sedimentos, e já foram relatados em todos os continentes.

Os *pellets*, microplásticos visíveis a olho nu, também conhecidos como resinas termoplásticas, correspondem à principal forma de resina plástica produzida e comercializada por indústrias de segunda geração (produtoras), para ser utilizada posteriormente como matéria-prima em indústrias de transformação nos mais variados objetos (MATO *et al.*, 2001).

Normalmente, eles são encontrados em locais próximos a centros urbanos e terminais portuários, tanto no sedimento quanto em alto mar, pois são perdidos ao longo da produção, transporte e transbordo (GESAMP, 2016; DERRAIK, 2002).

Quando os *pellets* entram no ambiente marinho, podem tornar-se perigosos, pois sua superfície pode adsorver poluentes orgânicos, como hidrocarbonetos aromáticos (HPAs) e bifenilas policloradas (PCBs) (FRIAS; SOBRAL; FERREIRA, 2010), representando um risco ambiental para os organismos marinhos, como intoxicação e problemas hormonais, além de bloqueio intestinal e falsa sensação de saciedade, podendo levar até à morte (DERRAIK, 2002).

Como eles representam ameaça à vida marinha, o número de trabalhos que identificam, caracterizam, quantificam e apontam os impactos negativos dos microplásticos aumentou (ANDRADY, 2011; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013; IVAR DO SUL; COSTA, 2014), globalmente, desde o início do século XX. Aproximadamente, 80% dos trabalhos foram publicados nos últimos 18 anos, e mais de 60% nos últimos oito anos (IVAR DO SUL; COSTA, 2014).

No Brasil, os estudos começaram tardiamente, e os dados referentes a esse problema ainda são escassos. Os primeiros estudos realizados em ambientes costeiros ocorreram no final da década de 2000, quando foram identificados, pela primeira vez, no arquipélago de Fernando de Noronha-PE (IVAR DO SUL; SPENGLER; COSTA, 2009), e na praia de Boa Viagem-PE. Posteriormente, foram relatados em Santos-SP (TURRA *et al.*, 2014), na costa de Salvador – BA (FERNANDINO *et al.*, 2015), Aracaju-SE, em 2011 e Vitória - ES, em 2014 (FALCÃO, 2015).

No Brasil, sabe-se que os *pellets* são comercializados em portos, tanto para exportação como importação, em em 14 portos distribuídos em 10 Estados, sendo dois no Ceará, notadamente no Porto de Fortaleza (também conhecido como Porto do Mucuripe) e Porto do Pecém (CABRAL, 2014).

A partir desta problemática e pela carência de estudos no litoral cearense, é necessária

a realização de um estudo a fim de disponibilizar mais informações para a comunidade científica relacionadas à presença e às características dos *pellets* em praias arenosas.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVOS GERAIS

Identificar e quantificar a poluição causada por *pellets* nas proximidades dos portos de Fortaleza-CE e do Pecém-CE.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Detectar a presença de *pellets* no sedimento de praias arenosas de Fortaleza - CE e Pecém - CE;
- Quantificar e caracterizar os *pellets*, quanto à cor, ao nível de transparência, tamanho e formato;
- Propor uma classificação relacionada às características dos *pellets*;
- Determinar o grau de poluição de acordo com o índice de poluição por pellets (IPP);
- Identificar os polímeros mais comuns na região portuária do Pecém;
- Comparar dois métodos diferentes de análise da composição química dos polímeros plásticos.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, M. F. C. **Zona costeira do Pecém:** de colônia de pescador a região portuária. 2005. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2005.

AMARANTE, O. A. C., BROWE, M., ZACK, J., SÁ, L. A. *Atlas do Potencial Eólico Brasileiro*. p. 44, 2001. Disponível em: <http://www.cresesb.cepel.br/publicacoes/download/atlas_eolico/Atlas%20do%20Potencial%20Eolico%20Brasileiro.pdf> Acesso em 23 jun. 2017.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>>.

BARNES, D. K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985–1998, 2009. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2008.0205>>.

CABRAL, F. P. **Microplásticos no ambiente marinho. Mapeamento de fontes e identificação de mecanismos de gestão para minimização da perda de pellets plásticos**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo - Instituto Oceanográfico. São Paulo, 2014.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris : a review. v. 44, p. 842–852, 2002.

DRIS, R.; IMHOF, H.; SANCHEZ, W.; GASPERI, J.; GALGANI, F.; TASSIN, B.; LAFORSCH, C. Beyond the ocean : Contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 539–550, 2015.

FERNANDINO, G.; ELLIFF, C. I.; SILVA, I. R.; BITTENCOURT, A. C. S. P. How many pellets are too many? The pellet pollution index as a tool to assess beach pollution by plastic resin pellets in Salvador , Bahia , Brazil *. v. 15, n. 3, p. 325–332, 2015.

FRIAS, J. P. G. L.; SOBRAL, P.; FERREIRA, A. M. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 11, p. 1988–1992, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.030>>.

GESAMP (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment. (KERSHAW, P.J.; ROCHMAN, C.M.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UM/UNEP/UNDP). Joint Group of Experts on the scientific Aspects of Marine Environmental Protection) Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 352–364, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>>.

IVAR DO SUL, J. A.; SPENGLER, Â.; COSTA, M. F. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 8, p. 1236–1238, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.004>>.

MATO, Y.; ISOBE, T.; TAKADA, H.; KANEHIRO, H.; OHTAKE, C.; KAMINUMA, T. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 2, p. 318–324, 2001. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es0010498>>.

PLASTICEUROPE. Plastics e the Facts 2015. An Analysis of European Latest Plastics Production, Demand and Waste Data. (Association of Plastics Manufacturers, 2015).

PLASTICEUROPE. Plastics e the Facts 2016. An Analysis of European Latest Plastics Production, Demand and Waste Data. (Association of Plastics Manufacturers, 2016).

RIOS, L. M.; MOORE, C.; JONES, P. R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 8, p. 1230–1237, 2007.

TURRA, A.; MANZANO, A. B.; DIAS, R. J. S.; MAHIQUES, M. M.; BARBOSA, L.; BALHAZAR-SILVA, D.; MOREIRA, F. T. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. **Scientific Reports**, v. 4, p. 1–7, 2014. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/srep04435>>.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483–492, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>>.

CAPÍTULO 1

1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1.1 Plásticos no contexto mundial: Características e cadeia produtiva

Os plásticos são polímeros orgânicos sintéticos que têm trazido benefícios para a sociedade pelo menos nos últimos 55 anos (BROWNE, 2010), embora também, sejam inconvenientes para o meio ambiente. Neste grupo, estão inclusos os polímeros naturais modificados, plásticos termo-endurecidos, termoplásticos e, mais recentemente, plásticos biodegradáveis (ADAMCOVÁ; VAVERKOVÁ; TOMAN, 2013).

O sucesso dos plásticos como material deve-se às suas propriedades (ANDRADY; NEAL, 2009), pois são versáteis e podem ser utilizados em diferentes formatos e formas. Suas propriedades são únicas: podem ser manipulados em grande faixa de temperatura, possuem barreira ao oxigênio e à umidade, resistência a produtos químicos e à luz; são fortes e rígidos, mas também podem ser fundidos para tornarem-se maleáveis e flexíveis (PRUTER, 1987; THOMPSON, 2004; ANDRADY; NEAL, 2009; THOMPSON *et al.*, 2009a; ANDRADY, 2011).

Outra característica importante é que dificilmente eles são utilizados na forma pura (ANDRADY; NEAL, 2009), ou seja, são misturados a outros materiais, os aditivos químicos/plastificantes, para otimizar a performance ou dar outras propriedades (MOORE, 2008; TALSNESS *et al.*, 2009; BELLAS *et al.*, 2016). Os aditivos podem prolongar a vida útil das resinas, fornecer maior resistência ao calor, ao dano oxidativo e à degradação microbiana (LITHNER; LARSSON; DAVE, 2011; BROWNE *et al.*, 2007; THOMPSON *et al.*, 2009b).

A cadeia produtiva de polímeros é dividida em três tipos de indústria. As indústrias de primeira geração (petroquímicas), segunda geração (produtoras) e terceira geração (transformadoras) (SILVA; MOITA NETO, 2011). As petroquímicas são responsáveis por realizar o processo de refino do petróleo bruto, o qual é separado do mineral bruto em frações adequadas para o processamento e transformação em produtos de valor comercial (GOMES; DVORSAK; HEIL, 2006).

As indústrias produtoras são responsáveis por processar as matérias-primas bases para, então, fabricar monômeros que serão transformados em polímeros, produzidos na forma de grânulos (pellets/resinas termoplásticas), flocos e em pó (WILBER, 1987). Os grânulos, são a forma mais comumente comercializada (WILBER, 1987; EPA, 1992a; LAW *et al.*, 2010, CABRAL, 2014). As principais matérias-primas utilizadas para a produção das resinas são a

nafta (41%), gás (33%), propeno (23%) e etanol (3%), este usado para produção de biopolímeros (BRASKEM, 2016).

Por fim, as indústrias transformadoras processam e moldam os *pellets* em produtos plásticos diversos, como garrafas, embalagens, tampas de garrafas, tubos, sacolas, entre outros (BRASKEM, 2016; CABRAL, 2014).

Os tipos de polímeros mais produzidos pelas indústrias são os polietilenos de alta densidade (PEAD), baixa densidade (PEBD) e baixa densidade linear (PELBD), polipropileno (PP), polietilenos tereftalado (PET), policloreto de vinila (PVC) e poliestireno (PS) (ANDRADY; NEAL, 2009; ANDRADY, 2011; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013). No Brasil, os tipos mais utilizados pelas empresas, principalmente pelas transformadoras de grande porte, são PP (19,4%), PE (23,9%) e PVC (13%) (ABIPLAST, 2015).

As principais propriedades e utilidades dos polímeros estão na tabela 1.

Tabela 1- Tipos de polímeros sintéticos com respectivas características, densidade específica, usos e produção mundial.

Tipo Polímero	Características	Densidade específica(g/cm³)¹	Usos	Produção mundial
PEAD	Rígido Translúcido/Opaco	0,941-0,967	Brinquedos, sacolas, garrafas (água, suco, leite) embalagens gerais de alimentos	17%
PEBD	Rígido Barreira à umidade	0,915-0,935	Garrafas, embalagens, redes, canudos.	21%
PELBD	Leve	0,910-0,925		
PP	Rígido Resistente a óleo	0,85-0,94	Tampas de garrafa, cordas, tubos, partes de automóveis	24%
PET	Rígido Translúcido/Opaco	1,37	Garrafas de bebidas	7%
PVC	Rígido Transparente/translúcido/opaco	1,38	tubulações, filmes plásticos, copos	19%
PS	Rígido Translúcido/Opaco	1.05	Utensílios gerais, copos	6%

¹Materiais com densidade $< 1 \text{ g/cm}^3$ são flutuantes em água; Materiais com densidade $>1 \text{ g/cm}^3$ não são flutuantes em água. Fonte: Adaptado de Feldman; Barbalata, 1996; Andrady, 2011; PlasticEurope, 2016.

A variedade de características, juntamente com o baixo custo, faz com que a demanda anual de plásticos aumente (ANDRADY; NEAL, 2009). Desta forma, a produção anual global de plásticos duplicou em 15 anos, atingindo duzentos e quarenta e cinco milhões de toneladas em 2008 e, no ano de 2015 produziu trezentos e vinte e dois milhões de toneladas (PLASTICEUROPE, 2009; PLASTIC EUROPE, 2016).

No Brasil, acompanhando a produção global, a produção de resinas termoplásticas aumentou ao longo dos anos, devido à competitividade do mercado externo (FLEURY; FLEURY, 2001). Em 2004, indústrias brasileiras produziram aproximadamente quatro milhões de toneladas de resinas termoplásticas. Em 2014, a produção era aproximadamente de seis milhões de toneladas, representando um aumento de 50% (ABIPLAST, 2015; PLASTICEUROPE, 2015).

Devido ao aumento na produção, o Brasil se tornou o maior produtor de resinas termoplásticas na América Latina e representa, aproximadamente, dois por cento da produção global, possuindo mais de 11.500 indústrias (ABIPLAST, 2015). Uma das principais indústrias brasileira é a Braskem, a maior petroquímica das américas e quinto lugar no mundo em capacidade de produção de resinas (BRASKEM, 2016). No Estado do Ceará, até o ano de 2014, havia 228 indústrias transformadoras, representando participação de 1,2 % no mercado nacional (ABIPLAST, 2015).

O aumento no consumo ocasiona maior produção, principalmente em países desenvolvidos, os quais são os maiores consumidores de polímeros. No oeste Europeu, na América do Norte e no Japão, por exemplo, o consumo anual de plásticos por habitante alcançou aproximadamente 100 kg em 2014 (PLASTICEUROPE, 2015; GOURMELON *et al.*, 2015). Enquanto no Brasil, esse valor é de aproximadamente de 35 kg/ habitante/ano (ABIPLAST, 2015).

Embora os materiais plásticos estejam amplamente inseridos na sociedade moderna, há uma grande problemática acerca deles, devido principalmente ao seu descarte inadequado. Mesmo assim, estima-se que sua produção continue crescendo (PLASTICEUROPE, 2016), uma vez que a tendência global aponta para um aumento populacional, conseqüentemente, maior consumo e maior descarte de plásticos (WORM *et al.*, 2017).

Caso o material seja devidamente descartado e gerenciado ao final da sua vida útil, poderá ser reciclado, evitando que seja liberado no meio (BARNES *et al.*, 2009). Portanto, a

reciclagem tem um papel importante na sociedade atual. Outra maneira eficiente e econômica para essa problemática seria reduzir a liberação de plásticos no ambiente (THOMPSON, 2004) (BARNES; MILNER, 2005).

Em países desenvolvidos, observa-se que as práticas de eliminação de resíduos e a capacidade de reciclagem melhoraram, levando ao melhor gerenciamento e menor lançamento de resíduos plásticos no meio ambiente (WORM *et al.*, 2017). Porém, essa ainda não é uma prática comum em países subdesenvolvidos ou emergentes.

Karami *et al.* (2017) afirmam que é necessário que existam estratégias eficazes de coleta e reciclagem de resíduos, pois, de acordo com Barnes *et al.* (2009), elas ainda têm sido ineficientes na prevenção da contaminação ambiental e na reciclagem de materiais, principalmente em países em desenvolvimento.

Para minimizar o problema causado pelos resíduos plásticos, segundo Worm *et al.* (2017), o ideal seria que todos os países implementassem sistemas integrados de gerenciamento de resíduos que combinassem métodos de redução com métodos adequados de coleta, eliminação e tratamento.

1.1.2 Microplásticos

O termo microplástico é classificado de acordo com o tamanho das partículas, porém ele pode variar de pesquisador para pesquisador (ANDRADY, 2011). Uma das definições mais encontradas na literatura é a de que microplásticos são fragmentos com diâmetro ≤ 5 mm, entretanto, de acordo com COSTA *et al.*, 2010, ainda não existe nomenclatura científica padronizada para descrevê-los. Assim, algumas definições encontradas na literatura estão descritas na tabela 2.

Tabela 2. Classificação dos microplásticos quanto ao tamanho das partículas.

Diâmetro (mm)	Referência
≤ 1	Browne, 2010; Claessens <i>et al.</i> , 2011
< 2	Ryan <i>et al.</i> , 2009
≤ 5	Underwood; Chapman; Browne, 2017; GESAMP, 2016; Dris <i>et al.</i> , 2015; Frias; Sobral; Ferreira, 2010; Barnes <i>et al.</i> , 2009; Moore, 2008.
2 a 6	Derraik, 2008
< 10	Graham e Thompson, 2009

Fonte: Próprio autor

Existem dois tipos de microplásticos (BATHALZAR-SILVA,2016;DRIS *et al.*, 2015), os primários e os secundários. Os microplásticos primários são representados por *pellets* (figura 1), flocos, microesferas e pó, e têm origem industrial. Segundo EPA, 1992a e MIRANDA; DE CARVALHO-SOUZA, 2016, os *pellets* normalmente são visíveis a olho nu.

Figura 1. *Pellets* plásticos em tamanhos, cores e formas variados.



Fonte: Próprio autor.

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (EPA) (1992a), os *pellets* podem ser produzidos na forma de grânulos com formas variadas (por exemplo, esférico, cúbico, retangular e cilíndrico) (TAKADA, 2006) e em diferentes colorações, geralmente claras, brancas ou esbranquiçadas, entretanto também podem ser produzidos em outras cores, como: preto, vermelho, azul, violeta, quando utiliza-se corantes na fabricação (EPA, 1993).

Os microplásticos secundários, entretanto, são representados pelas fibras e fragmentos e são provenientes de processos de erosão e degradação do produto, principalmente em consequência da exposição prolongada à radiação ultravioleta (UV), que causa oxidação da matriz polimérica e devido à abrasão física (vento, ondas) (RIOS; MOORE; JONES, 2007; ANDRADY; NEAL, 2009; ANDRADY, 2011; ADAMCOVÁ; VAVERKOVÁ; TOMAN, 2013; UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017).

Em consequência, os fragmentos são considerados uma forma indireta de deposição de microplásticos no meio (ANDRADY, 2011), e portanto um dos principais tipos de contaminação marinha (BATHALZAR-SILVA, 2016).

1.1.3 Microplásticos no ambiente marinho

Os plásticos em geral são um problema complexo para o ambiente marinho (IVAR DO

SUL *et al.*, 2013). Os macro e mesoplásticos (GESAMP, 2016) foram o foco de preocupação ambiental por algum tempo (COLE *et al.*, 2011), contudo, desde o início do século XX, pequenos fragmentos de plástico, fibras e *pellets*, foram considerados poluentes de alto risco para o meio (THOMPSON, 2004; RYAN *et al.*, 2009) e têm sido relatados desde a década de 1970.

Carpenter e Smith (1972), estão entre os primeiros cientistas a relatar a presença de esférulas plásticas (entre 2,5 mm e 5 mm) no oceano, no mar dos Sargaços - Atlântico Norte. Também foram relatadas esférulas (*pellets*) de poliestireno em águas costeiras do sudoeste da Nova Inglaterra (CARPENTER *et al.*, 1972). Wilber (1987) afirmou que os oceanos do atlântico norte, como também outros oceanos vinham sofrendo poluição por plásticos por mais de 50 anos.

Pellets plásticos foram relatados nas águas costeiras dos Estados Unidos da América (EUA) pela primeira vez no início da década de 1970 (EPA, 1992a), assim como no mar de Sargação. Estudos da EPA (1992a) revelaram uma distribuição generalizada de grânulos plásticos em portos dos EUA localizados nas costas dos oceanos Atlântico, Pacífico e no Golfo.

Atualmente, sabe-se que pequenos fragmentos de plástico e *pellets* ocorrem em águas superficiais oceânicas de todo o globo terrestre (BARNES *et al.*, 2009), inclusive em regiões remotas, que incluem ilhas Antárticas e sub Antárticas do oceano Antártico (ZARFL; MATTHIES, 2010), giro do pacífico norte (RIOS; MOORE; JONES, 2007) e em ilhas do oceano Pacífico (THOMPSON *et al.*, 2009a). Eles tendem a se acumular em giros subtropicais devido a processos oceanográficos, como as correntes (LAW *et al.*, 2010; ERIKSEN *et al.*, 2013).

Além dos oceanos, os fragmentos e *pellets* também podem ser identificados em outros sistemas aquáticos como lagoas, estuários, regiões portuárias e rios (REDDY *et al.*, 2006; BROWNE, 2010; ERIKSEN *et al.*, 2013, 2014; TURRA *et al.*, 2014; MOREIRA *et al.*, 2016; LEBRETON *et al.*, 2017), como também em camadas mais profundas de sedimentos marinhos ou em sedimentos de praias arenosas (MCDERMID; MCMULLEN, 2004; LAW *et al.*, 2010).

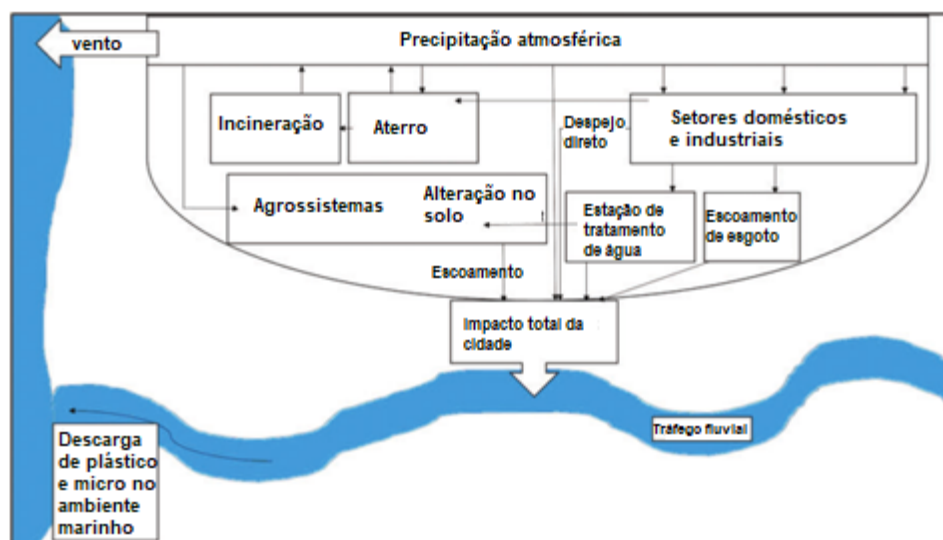
Microplásticos primários e secundários já foram encontrados em sedimentos de seis continentes (IVAR DO SUL; COSTA, 2007). As esférulas podem chegar ao meio marinho e eventualmente se depositarem em praias arenosas durante sua produção, transporte ou uso (FERNANDINO *et al.*, 2015).

Diversos estudos já constatarem a presença de *pellets* no sedimento de praias arenosas (ex. COSTA *et al.*, 2010; FERNANDINO; ELLIFF; SILVA, 2015; FRIAS; SOBRAL; FERREIRA, 2010; IVAR DO SUL *et al.*, 2013; MCDERMID; MCMULLEN, 2004; MOREIRA *et al.*, 2016; NG; OBBARD, 2006; TURNER; HOLMES, 2011). Paralelo a isso, Van Cauwenbergue (2013) detectou microplásticos em sedimentos profundos a quase 5.000 m no oceano.

A entrada desses resíduos tanto em oceano aberto quanto em praias é influenciada por fatores como padrões climáticos e de marés, proximidade de áreas urbanas, industriais e recreativas, vias marítimas e áreas de pesca (MAES; HANKE; GALGANI, 2015). Ainda de acordo com Maes, Hanke e Galgani (2015), as taxas de acumulação na superfície, fundo marinho ou sedimentos, variam com fatores como proximidade de atividades urbanas, correntes de vento e oceano, geografia do litoral e pontos de entrada nos sistemas (BARNES *et al.*, 2009). Portanto, a distribuição de detritos plásticos no ambiente marinho é irregular.

Tanto os microplásticos primários quanto secundários podem entrar no meio aquático através de vários caminhos (DRIS *et al.*, 2015). A dispersão do continente para o ambiente marinho pode ocorrer por precipitação atmosférica, escoamento e descargas pontuais (estações de tratamento de águas residuais, transbordamentos combinados de esgoto), vento, rios, águas pluviais, derrames acidentais ou resíduos sólidos (UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017; DRIS *et al.*, 2015) (figura 2).

Figura 2. Fontes de microplásticos (*pellets* e fragmentos) no meio marinho.



Fonte: Adaptado de Dris *et al.* (2015).

Segundo Ng (2006), a presença de microplásticos nos sedimentos e na água do mar deve-se, provavelmente, às práticas de eliminação de lixo de indústrias e de atividades recreativas, além do descarte de embarcações em alto mar. De acordo com Jambeck (2015), é amplamente citado, que 80% desses detritos são originários do continente; no entanto, de acordo com esse mesmo autor, esse valor não é bem fundamentado e não é informado a massa total de detritos que entra no ambiente marinho dessa forma.

Por outro lado, Lebreton *et al.*, (2017), afirmam que os rios são uma das fontes mais significativas de aporte de microplásticos. Prevê-se uma entrada anual global de plástico de rios para os oceanos variando de 1.150.000 a 2.410.000 t (LEBRETON *et al.*, 2017). Segundo o estudo de Lebreton *et al.*, (2017), os 20 rios mais poluidores do mundo estão na Ásia e representam mais de dois terços da entrada total de microplásticos no ambiente aquático.

Jambeck *et al.*, (2015) estimaram a partir de taxas de descarte de resíduos, que em 2010, foram geradas aproximadamente 275.000.000 t de resíduos de plástico em 192 países costeiros, sendo que destes, entre 4.000.000 a 12.000.000 t entraram no oceano. Eriksen *et al.* (2014) estimaram em modelo matemático que existem pelo menos cinco trilhões de partículas microplásticas flutuando em águas superficiais oceânicas, com massa total de 268.940 t.

Os *pellets*, em particular, embora sejam uma categoria de microplásticos, podem ser oriundos de derramamentos acidentais de navios durante o manuseio, transferência e transporte em portos marítimos (TURNER; HOLMES, 2011; GREGORY; ANDRADY, 2003). Assim, os portos podem ser uma fonte extensa de *pellets* nos oceanos (VEERASINGAM *et al.*, 2016). Eles são comumente encontrados próximos às regiões portuárias e grandes centros urbanos, tanto no sedimento quanto em alto mar (GESAMP, 2016; DERRAIK, 2002).

Em um estudo desenvolvido em regiões portuárias na costa belga, foram encontrados mais *pellets* do que fibras de polímeros (CLAESSENS *et al.*, 2011; IVAR DO SUL; COSTA, 2014). Eles foram relatados em outras zonas portuárias também (ex. CLAESSENS *et al.*, 2011; COSTA *et al.*, 2010; FRIAS; SOBRAL; FERREIRA, 2010; TAVARES *et al.*, 2016; TURRA *et al.*, 2014; VEERASINGAM *et al.*, 2016).

Para tentar reduzir o descarte de resíduos em alto mar, em 1973, realizou-se a Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios (MARPOL), onde foram estabelecidas regras que proibiam a eliminação de resíduos plásticos de embarcações pelas águas oceânicas. Contudo, a partir do exposto, observa-se que essa determinação é desrespeitada (IVAR DO SUL; SPENGLER; COSTA, 2009).

Uma vez presentes no ecossistema marinho, os plásticos em geral, podem causar diversos impactos à biodiversidade marinha, A maioria dos plásticos é persistente no meio ambiente e, por este motivo, pode servir como transportadora de produtos químicos tóxicos no ambiente marinho (MATO *et al.*, 2001).

O acúmulo desses detritos pode inibir a troca gasosa entre águas subjacentes e a coluna d'água, resultando em hipoxia ou anoxia, podendo causar interferência no funcionamento normal do ecossistema (DERRAIK, 2002). Os impactos causados pela presença de plásticos no ambiente marinho custa aproximadamente treze bilhões de dólares por ano em danos ambientais a esses ecossistemas (UNEP, 2014).

Assim como resíduos maiores, os *pellets* também impactam negativamente os organismos aquáticos. As resinas termoplásticas, dependendo do tipo de polímero usado para sua fabricação, quando inseridas no ambiente aquático, podem flutuar, ficar suspensas na coluna d'água, ou afundar (COLE *et al.*, 2013; EPA, 1992a), afetando negativamente a fauna aquática.

As resinas termoplásticas podem incorporar substâncias químicas devido às características físicas e químicas dos materiais plásticos, que possuem afinidade química com poluentes orgânicos (POPs) (como, dicloro-difenil-tricloroetano (DDTs), bifenilas policloradas (PCBs) e hidrocarbonetos aromáticos (HPAs) (MATO *et al.*, 2001; OGATA *et al.*, 2009)

Existem duas maneiras dessas substâncias químicas serem incorporadas nos *pellets* (MATO *et al.*, 2001). A incorporação pode ocorrer por adsorção de produtos químicos hidrofóbicos (RICE; GOLD, 1984) presentes na água do mar ou por adsorção dos aditivos contido nos diversos tipos de polímeros usados na produção das resinas (MATO *et al.*, 2001). Essa ocorrência, portanto, aumenta a mistura de produtos químicos já presentes na sua fabricação (aditivos) (ROCHMAN, 2015).

Bifenilas policloradas foram relatadas em *pellets* ainda na década de 1970 (CARPENTER *et al.*, 1972). Rios *et al.* (2007) encontraram POPs, incluindo PCBs, em amostras coletadas no Pacífico Central e na costa da Califórnia. Compostos químicos presentes em *pellets* também foram relatados em outros estudos mais recentes, inclusive em localidades remotas (por exemplo, ilhas de Ohau e Canárias) (HESKETT *et al.*, 2012).

Outras substâncias bioacumulativas e tóxicas, como pesticidas e nonilfenóis este, um tipo de aditivo, podem, igualmente, fixar-se nos *pellets* (MATO *et al.*, 2001; OGATA *et al.*, 2009; TEUTEN *et al.*, 2009), além de metais como chumbo, cobre e cádmio (TURNER;

HOLMES, 2011; HOLMES; TURNER; THOMPSON, 2012, 2014). Os pellets podem ainda, transportar espécies sésseis invasoras exóticas, sendo considerado um dispersor importante (BARNES; MILNER, 2005).

Os aditivos ou plastificantes são nocivos ao ambiente, pois além de prolongarem o tempo de degradação do plástico, podem tornar-se biodisponíveis, sendo potencialmente perigosos para a biota (LITHNER; LARSSON; DAVE, 2011; BARNES *et al.*, 2009; TALSNESS *et al.*, 2009; YUKIE MATO *et al.*, 2000).

Os pellets, quando consumidos por organismos aquáticos, podem passar pelo intestino ou ficarem presos no trato digestivo (BROWNE *et al.*, 2008; FOTOPOULOU; KARAPANAGIOTI, 2012). Uma vez adsorvidas nos *pellets* consumidos, as substâncias químicas têm função estrogênica nos organismos, podendo causar interrupção no sistema endócrino e resultar em dimorfismo sexual (HIRAI *et al.*, 2011). As substâncias químicas associadas aos *pellets* facilitam a interação destes com a biota em diferentes níveis tróficos (LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013).

A eficiência da transferência dessas substâncias pela cadeia alimentar dependerá da biodisponibilidade dos POPs e do tempo de residência dos microplásticos nos organismos (ANDRADY, 2011). Portanto, essas partículas podem ter efeitos físicos e químicos nos organismos que as ingerem (LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013).

As fibras microplásticas por sua vez, podem se aglomerar e serem perigosas caso bloqueiem o intestino, prejudicando a passagem dos alimentos (LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013). Caso ocorra bloqueio intestinal ou falsa sensação de saciedade, o animal poderá morrer (DERRAIK, 2002).

Desta forma, a ingestão é, provavelmente, a maior interação entre organismos marinhos e *os pellets* e as fibras (LUSHER, 2015). Elas podem ser ingeridas tanto por animais bentônicos quanto pelágicos. Os *pellets* podem ser consumidos desde a base da cadeia alimentar, pelo fitoplâncton (ex. algas) (LUSHER, 2015) e animais bentônicos invertebrados (MOORE, 2008; COLE *et al.*, 2013, 2015), até animais de topo de cadeia, como peixes (LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013; MIRANDA; DE CARVALHO-SOUZA, 2016), aves marinhas (KÜHN; BRAVO;FRANEKER, 2015), mamíferos e tartarugas marinhas (KÜHN; BRAVO;FRANEKER, 2015), chegando aos humanos.

Os microplásticos também podem afetar a função e a saúde do zooplâncton marinho (COLE *et al.*, 2013), causando diminuição na alimentação deles, fato que foi observado por Cole *et al.* (2013). Os impactos causados pela ingestão dos microplásticos é uma preocupação

crescente na comunidade científica (THOMPSON, 2004; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013) (THOMPSON, 2004; NG; OBBARD, 2006; BARNES *et al.*, 2009; TALSNESS *et al.*, 2009; ANDRADY, 2011; COLE *et al.*, 2013; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013; ACAMPORA *et al.*, 2017).

Pesquisas globais são realizadas em predadores marinhos do topo da cadeia alimentar, como aves marinhas, pois estima-se que, pelo menos 50% das espécies interagem, de alguma forma, com resíduos plásticos presentes no oceano (KÜHN; BRAVO;FRANEKER, 2015). Wilcox *et al.* (2015) previram por modelo matemático e análise estatística, que até 2050, 99% das espécies de aves marinhas terão plástico em seus tratos digestivos.

Outros estudos relataram a presença de microplásticos no estômago de larvas de peixes (LÖNNSTEDT; EKLÖV, 2016), peixes comerciais (NEVES *et al.*, 2015), peixe de água doce (SANCHEZ; BENDER; PORCHER, 2014) e, inclusive, um estudo mais recente comprovou que eles estão presentes em sais comerciais consumidos por humanos no mundo (KARAMI *et al.*, 2017).

No Brasil, entretanto, os estudos sobre microplásticos ainda são escassos. Em algumas regiões do País, os trabalhos são mais concentrados, como no Sudeste, principalmente próximo à região do porto de Santos (TURRA *et al.*, 2014, CABRAL, 2014) e Sul (TOURINHO; IVAR DO SUL; GILLMAN, 2010) , e também na região Nordeste, como em Recife, Salvador, Fernando de Noronha.

Para este levantamento bibliográfico, não foram encontrados trabalhos nas regiões Norte e Centro-Oeste do Brasil. Considerando a extensão litorânea do País, há uma ínfima quantidade de trabalhos abordando este tema, e portanto, ele deve ser amplamente estudado para melhor compreensão na distribuição no litoral brasileiro.

Desta forma, AndradY (2011) afirmou existir uma necessidade urgente de quantificar a magnitude do acúmulo de microplásticos primários e secundários no meio e avaliar o impacto futuro nos oceanos mundiais.

REFERÊNCIAS

ABIPLAST. Perfil 2015. Indústria Brasileira de Transformação de Material Plástico. Disponível em: < http://file.sindiplast.org.br/download/2016/perfil_2015_ok.pdf>. Acesso em 18 out. 2017.

ACAMPORA, H.; BERROW, S.; NEWTON, S.; O'CONNOR, I. Presence of plastic litter in pellets from Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in Ireland. **Marine Pollution Bulletin**, v. 117, n. 1–2, p. 512–514, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.015>>

ADAMCOVÁ, D.; VAVERKOVÁ, M.; TOMAN, F. REPEATED RESEARCH OF BIODEGRADABILITY OF PLASTICS MATERIALS IN REAL COMPOSTING CONDITIONS. v. LXI, n. 6, p. 1557–1564, 2013.

ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1977–1984, 2009.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>>.

BARNES, D. K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985–1998, 2009. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2008.0205>>.

BARNES, D. K. A.; MILNER, P. Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. **Marine Biology**, v. 146, n. 4, p. 815–825, 2005.

BELLAS, J.; MARTÍNEZ-ARMENTAL, J.; MARTÍNEZ-CÁMARA, A.; BESADA, V.; MARTÍNEZ-GÓMEZ, C. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 55–60, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.026>>.

BATHALZAR-SILVA, D. **Spatial distribution, input and dispersion of plastic pellets in coastal zones**. Thesis (Doctor in Science) – University of São Paulo, São Paulo, 2016.

BRASKEM. Relatório Anual 2016. Disponível em: <http://www.braskem.com.br/portal/braskem/files/BRASKEM_RA2016_pt.pdf>. Acesso em: 22 de out. 2017.

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R.; CHAPMAN, P. M. Learned discourses. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 3, n. 2, p. 297–297, 2007. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/ieam.5630030215>>.

BROWNE, M. A. R. T. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. v. 44, n. 9, p. 3404–3409, 2010.

BROWNE, M.; DISSANAYAKE, A.; GALLOWAY, T. S.; LOWE, D. M.; THOMPSON, R. C. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel , *Mytilus edulis* (L .) Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel , *Mytilus edulis* (L .). v. 42, n. 13, p. 5026–5031, 2008.

BROWNE, M. A. Sources and Pathways of Microplastics to Habitats. In: BERGMANN, M. GUTOW, L; KLAGES, M. (Eds.). **Marine Anthropogenic Litter**. Springer International Publishing, 2015. p. 299-244.

CABRAL. F. P. **Microplásticos no ambiente marinho. Mapeamento de fontes e identificação de mecanismos de gestão para minimização da perda de pellets plásticos**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo - Instituto Oceanográfico. São Paulo, 2014.

CLAESSENS, M.; MEESTER, S. De; LANDUYT, L. Van; CLERCK, K. De; JANSSEN, C. R. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 10, p. 2199–2204, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030>>.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 2, p. 1130–1137, 2015.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GOODHEAD, R.; MOGER, J.; GALLOWAY, T. S. Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental Science and**

Technology, v. 47, n. 12, p. 6646–6655, 2013.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588–2597, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>>.

COSTA, M. F.; IVAR DO SUL, J. A.; SILVA-CAVALCANTI, J. S.; ARAÚJO, M. C. B.; SPENGLER, Â.; TOURINHO, P. S. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: A snapshot of a Brazilian beach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 168, n. 1–4, p. 299–304, 2010.

DE MIRANDA, D. A.; DE CARVALHO-SOUZA, G. F. Are we eating plastic-ingesting fish? **Marine Pollution Bulletin**, v. 103, n. 1–2, p. 109–114, 2016

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris : a review. v. 44, p. 842–852, 2002.

DRIS, R.; IMHOF, H.; SANCHEZ, W.; GASPERI, J.; GALGANI, F.; TASSIN, B.; LAFORSCH, C. Beyond the ocean : Contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 539–550, 2015.

ERIKSEN, M.; LEBRETON, L. C.; CARSON, H. S.; THIEL, M.; MOORE, C. J.; BORRERO, J. C.; REISSER, J. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. **PloS one**, n. 9 v. 12, 2014.

ERIKSEN, M.; MASON, S.; WILSON, S.; BOX, C.; ZELLERS, A.; EDWARDS, W.; FARLEY, H.; AMATO, S. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 77, n. 1–2, p. 177–182, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>>.

EPA– United States Environmental Protection Agency. Plastics Pellets in the Aquatic Environment: Sources and recommendations – final report.. Washington: office of water (WH-556F). Environmental Protection Agency, p. 55 1992a.

EPA – United States Environmental Protection Agency. The Study of Floatable Debris in U.S. Waters (Harbor Studies Program), March 1989 through April 1991. Washington: EPA842-R-92-001. Environmental Protection Agency, 242 p, 1992b.

EPA – United States Environmental Protection Agency. Plastic pellets in the aquatic environment: sources and recommendations – final report. Office of Water (WH – 556F). P. 108, 1993.

FELDMAN, Dorel.; BARBALATA, Alla. **Synthetic polymers: technology, properties, applications**. London: Chapman e Hall: Springer Science e Business Media, 1996, 370 p.

FERNANDINO, G.; ELLIFF, C. I.; SILVA, I. R. How many pellets are too many? The pellet pollution index as a tool to assess beach pollution by plastic resin pellets in Salvador, Bahia, Brazil *. v. 15, n. 3, p. 325–332, 2015.

FLEURY, A.; FLEURY, M. T. Alternatives for industrial upgrading in global value chains: The case of the plastics industry in Brazil. **IDS Bulletin**, v. 32, n. 3, p. 116–126, 2001.

FOTOPOULOU, K. N.; KARAPANAGIOTI, H. K. Surface properties of beached plastic pellets. **Marine Environmental Research**, v. 81, p. 70–77, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.08.010>>.

FRIAS, J. P. G. L.; SOBRAL, P.; FERREIRA, A. M. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 11, p. 1988–1992, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.030>>.

GESAMP (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment. (KERSHAW, P.J.; ROCHMAN, C.M.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UM/UNEP/UNDP). Joint Group of Experts on the scientific Aspects of Marine Environmental Protection) Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p.

GOMES, G.; DVORSAK, P.; HEIL, T. B. B. Indústria petroquímica brasileira: situação atual e perspectivas. **BNDES Setorial, Rio de Janeiro**, n. 21, p. 75-104, 2005.

GOURMELON, G.; MÁRMOL, Z.; PÁEZ, G.; RINCÓN, M.; ARAUJO, K.; AIELLO, C. Global Plastic Production Rises, Recycling Lags. **Revista Tcnocientífica URU**, n. April 2016,

p. 1–7, 2015.

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

GREGORY, Murray. ANDRADY, Anthony. **Plastics in the marine environment**. In: Andrady, A.L. (Ed.), *Plastics and the Environment*. John Wiley e Sons, Inc., New Jersey, pp. 379-401, 2003.

HESKETT, M.; TAKADA, H.; YAMASHITA, R.; YUYAMA, M.; ITO, M.; GEOK, Y. B.; OGATA, Y.; KWAN, C.; HECKHAUSEN, A.; TAYLOR, H.; POWELL, T.; MORISHIGE, C.; YOUNG, D.; PATTERSON, H.; ROBERTSON, B.; BAILEY, E.; MERMOZ, J. Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 2, p. 445–448, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.11.004>>.

HIDALGO-RUZ, V.; GUTOW, L.; THOMPSON, R. C.; THIEL, M. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. ... **Science e Technology**, v. 46, p. 3060–75, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22321064>%5Cn<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es2031505>%5Cn<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22321064>>.

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. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1683–1692, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>>.

HOLMES, L. A.; TURNER, A.; THOMPSON, R. C. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 160, n. 1, p. 42–48, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.052>>.

HOLMES, L. A.; TURNER, A.; THOMPSON, R. C. Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. **Marine Chemistry**, v. 167, p. 25–32, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marchem.2014.06.001>>.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. 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**, v. 54, n. 8, p. 1087–1104, 2007.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 352–364, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>>.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M.; CYSNEIROS, F. J. A. Pelagic microplastics around an archipelago of the Equatorial Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 75, n. 1–2, p. 305–309, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.040>>.

IVAR DO SUL, J. A.; SPENGLER, Â.; COSTA, M. F. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 8, p. 1236–1238, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.004>>.

JAMBECK, J. R. The ocean. **Plastic waste inputs from land into the ocean**, v. 347, n. January, p. 1655–1734, 2015.

KARAMI, A.; GOLIESKARDI, A.; KEONG CHOO, C.; LARAT, V.; GALLOWAY, T. S.; SALAMATINIA, B. The presence of microplastics in commercial salts from different countries. **Scientific Reports**, v. 7, n. April, p. 46173, 2017. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/srep46173>>.

KUHN, S., BRAVO R. E.L., FRANEKER, J.A. In: BERGMANN, M. GUTOW, L; KLAGES, M. (Eds.). **Marine Antropogenic Litter**. Springer International Publishing, 2015. p. 75–116.

LAW, K. L.; MORET-FERGUSON, S.; MAXIMENKO, N. A.; PROSKUROWSKI, G.; PEACOCK, E. E.; HAFNER, J.; REDDY, C. M. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. **Science**, v. 329, n. 5996, p. 1185–1188, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1192321>>.

LEBRETON, L. C. M.; VAN DER ZWET, J.; DAMSTEEG, J.-W.; SLAT, B.; ANDRADY, A.; REISSER, J. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, p. 15611, 2017. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/ncomms15611>>.

LITHNER, D.; LARSSON, A.; DAVE, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 18, p. 3309–3324, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>>.

LÖNNSTEDT, O. M.; EKLÖV, P. Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology. **Science**, v. 352, n. 6290, p. 1213–1216, 2016. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.aad8828>>.

LUSHER, A. L.; MCHUGH, M.; THOMPSON, R. C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine Pollution Bulletin**, v. 67, n. 1–2, p. 94–99, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>>.

MAES, T. HANKE, G. GALGANI, F. Global Distribution Composition and Abundance of Marine Litter. In: BERGMANN, M. GUTOW, L; KLAGES, M. (Eds.). **Marine Anthropogenic Litter**. Springer International Publishing, 2015. p. 29-56.

MATO, Y.; ISOBE, T.; TAKADA, H.; KANEHIRO, H.; OHTAKE, C.; KAMINUMA, T. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 2, p. 318–324, 2001. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es0010498>>.

MCDERMID, K. J.; MCMULLEN, T. L. Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 7–8, p. 790–794, 2004.

MIRANDA, D. de A.; DE CARVALHO-SOUZA, G. F. Are we eating plastic-ingesting fish? **Marine Pollution Bulletin**, v. 103, n. 1–2, p. 109–114, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.035>>.

MOORE, C. J. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term

threat. **Environmental Research**, v. 108, n. 2, p. 131–139, 2008.

MOREIRA, F. T.; BALTHAZAR-SILVA, D.; BARBOSA, L.; TURRA, A. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 313–321, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.006>>.

NEVES, D.; SOBRAL, P.; FERREIRA, J. L.; PEREIRA, T. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 119–126, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.008>>.

NG, K. L.; OBBARD, J. P. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 7, p. 761–767, 2006.

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.; WEERTS, S.; MCCLURG, T.; BURREN, E.; SMITH, W.; VELKENBURG, M. Van; LANG, J. S.; LANG, R. C.; LAURSEN, D.; DANNER, B.; STEWARDSON, N.; THOMPSON, R. C. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 10, p. 1437–1446, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>>.

PLASTICEUROPE. *Plastics e the Facts 2015. An Analysis of European Latest Plastics Production, Demand and Waste Data.* (Association of Plastics Manufacturers, 2015).

PLASTICEUROPE. *Plastics e the Facts 2016. An Analysis of European Latest Plastics Production, Demand and Waste Data.* (Association of Plastics Manufacturers, 2016).

PRUTER, A. T. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 6 SUPPL. B, p. 305–310, 1987.

REDDY, M. S.; SHAIK BASHA; ADIMURTHY, S.; RAMACHANDRAIAH, G. Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 68, n. 3–4, p. 656–660, 2006.

RICE, M. R.; GOLD, H. S. Polypropylene as an Adsorbent for Trace Organics in Water. **Analytical Chemistry**, v. 56, n. 8, p. 1436–1440, 1984.

RIOS, L. M.; MOORE, C.; JONES, P. R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 8, p. 1230–1237, 2007.

RYAN, P. G.; MOORE, C. J.; VAN FRANKEKER, J. A.; MOLONEY, C. L. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1999–2012, 2009. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2008.0207>>.

ROCHMAN, C. M. The Complex Mixture, Fate and Toxicity of Chemicals Associated with Plastic Debris in the Marine Environment. In: BERGMANN, M. GUTOW, L; KLAGES, M. (Eds.). **Marine Anthropogenic Litter**. Springer International Publishing, 2015. p. 117-140.

SANCHEZ, W.; BENDER, C.; PORCHER, J. M. Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence. **Environmental Research**, v. 128, p. 98–100, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2013.11.004>>.

SHIBER, J. G. Plastic pellets on the coast of Lebanon. **Marine Pollution Bulletin**, v. 10, n. 1, p. 28–30, 1979.

SHIBER, J. G. Plastic Pellets on Spain's Costa del Sol Beaches. **Marine pollution bulletin**, v. 13, n. 12, p. 409–412, 1982.

SHIBER, J. G. Plastic pellets and tar on Spain's Mediterranean beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 2, p. 84–86, 1987.

SHIBER, J. G.; BARRALES-RIENDA, J. M. Plastic pellets, tar, and megalitter on Beirut beaches, 1977-1988. **Environmental Pollution**, v. 71, n. 1, p. 17–30, 1991.

SILVA, E. A. DA; MOITA NETO, J. M. Logística reversa nas indústrias de plástico de Teresina-PI: um estudo de viabilidade. **Polímeros**. V. 21, p. 246-251, 2011.

TAKADA, H. Call for pellets! International Pellet Watch Global Monitoring of POPs using beached plastic resin pellets. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 12, p. 1547–1548, 2006

TALSNESS, C.E., ANDRADE, A.J.M., KURIYAMA, S.N., TAYLOR, J.A., VOM SAAL, F.S. Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences** V. 364, p.2079-2096, 2009.

TAVARES, F.; LÍVIO, A.; MARTINI, B.; ALVES, M.; ABREU, D.; BIATO, S.; TURRA, A. Small-scale temporal and spatial variability in the abundance of plastic pellets on sandy beaches: Methodological considerations for estimating the input of microplastics. **MPB**, v. 102, n. 1, p. 114–121, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.051>>.

TEUTEN, E. L.; SAQUING, J. M.; KNAPPE, D. R. U.; BARLAZ, M. A.; JONSSON, S.; BJORN, 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. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2027–2045, 2009. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2008.0284>>.

THOMPSON, R. C. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838–838, 2004. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1094559>>.

THOMPSON, R.C., MOORE, C.J., VOM SAAL, F.S., SWAN, S.H.. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences** V. 364p., 2153-2166, 2009a.

THOMPSON, R.C., SWAN, S.H., MOORE, C.J., VOM SAAL, F.S. Our plastic age. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences** V. 364, p. 1973-1976, 2009b.

TOURINHO, P. S.; IVAR DO SUL, J. A.; FILLMANN, G. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 3, p. 396–401, 2010.

TURNER, A.; HOLMES, L. Occurrence, distribution and characteristics of beached plastic production pellets on the island of Malta (central Mediterranean). **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 2, p. 377–381, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.09.027>>.

TURRA, A.; MANZANO, A. B.; DIAS, R. J. S.; MAHIQUES, M. M.; BARBOSA, L.; BALTHAZAR-SILVA, D.; MOREIRA, F. T. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. **Scientific Reports**, v. 4, p. 1–7, 2014. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/srep04435>>.

UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G.; BROWNE, M. A. Some problems and practicalities in design and interpretation of samples of microplastic waste. **Anal. Methods**, v. 9, n. 9, p. 1332–1345, 2017.

UNEP-United Nations Environmental Program. **Valuing Plastics: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry**. Unep Year Book, 2014. Disponível em: <<http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/9238/-valuing%20plastic%3a%20the%20business%20case%20for%20measuring%2c%20managing%20and%20disclosing%20plastic%20use%20in%20the%20consumer%20goods%20industry-2014Valuing%20plasticsF.pdf?sequence=8&isAllowed=y>>. Acesso em: 31 de out 2017.

VAN CAUWENBERGHE, L.; VANREUSEL, A.; MEES, J.; JANSSEN, C. R. Microplastic pollution in deep-sea sediments. **Environmental Pollution**, v. 182, p. 495–499, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>>.

VEERASINGAM, S.; MUGILARASAN, M.; VENKATACHALAPATHY, R.; VETHAMONY, P. Influence of 2015 flood on the distribution and occurrence of microplastic pellets along the Chennai coast, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 196–204, 2016.

WILBER, R. **Plastic in the North Atlantic.Oceanus**, 1987. Disponível em: <http://5gyres.org/media/Plastic_in_the_North_Atlantic_OCEANA_1987.pdf>.

ACAMPORA, H.; BERROW, S.; NEWTON, S.; O'CONNOR, I. Presence of plastic litter in pellets from Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in Ireland. **Marine Pollution Bulletin**, v.

117, n. 1–2, p. 512–514, 2017. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.015>>.

ADAMCOVÁ, D.; VAVERKOVÁ, M.; TOMAN, F. REPEATED RESEARCH OF BIODEGRADABILITY OF PLASTICS MATERIALS IN REAL COMPOSTING CONDITIONS. v. LXI, n. 6, p. 1557–1564, 2013.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>>.

ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1977–1984, 2009. Disponível em:
<<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2008.0304>>.

BARNES, D. K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985–1998, 2009. Disponível em:
<<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2008.0205>>.

BARNES, D. K. A.; MILNER, P. Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. **Marine Biology**, v. 146, n. 4, p. 815–825, 2005.

BASTIEN, J. M. C.; MICHEL, G. E Perspectivas. n. 11, p. 70, 2006.

BELLAS, J.; MARTÍNEZ-ARMENTAL, J.; MARTÍNEZ-CÁMARA, A.; BESADA, V.; MARTÍNEZ-GÓMEZ, C. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 55–60, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.026>>.

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R.; CHAPMAN, P. M. Learned discourses. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 3, n. 2, p. 297–297, 2007. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/ieam.5630030215>>.

BROWNE, M. A. R. T. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. v. 44, n. 9, p. 3404–3409, 2010.

BROWNE, M. a; DISSANAYAKE, A.; GALLOWAY, T. S.; LOWE, D. M.; THOMPSON, R. C. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel , *Mytilus edulis* (L .) Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel , *Mytilus edulis* (L .). v. 42, n. 13, p. 5026–5031, 2008.

BURUAEM, L. M.; PETTI, M. A. V.; DE SOUZA ABESSA, D. M. Soft-bottom polychaetes from the Brazilian harbors of mucuripe and pecém (state of Ceará) and Santos (state of São Paulo). **Check List**, v. 11, n. 4, 2015.

CARPENTER, E. J.; ANDERSON, S. J.; HARVEY, G. R.; MIKLAS, H. P.; PECK, B. B. Polystyrene Spherules in Coastal WatersPolystyrene Spherules in Coastal Waters. **Science (New York, N.Y.)**, v. 178, n. 62, p. 750–753, 1972.

CHOY, C. A.; DRAZEN, J. C. Plastic for dinner? Observations of frequent debris ingestion by pelagic predatory fishes from the central North Pacific. **Marine Ecology Progress Series**, v. 485, p. 155–163, 2013.

CLAESSENS, M.; MEESTER, S. De; LANDUYT, L. Van; CLERCK, K. De; JANSSEN, C. R. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 10, p. 2199–2204, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030>>.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 2, p. 1130–1137, 2015.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GOODHEAD, R.; MOGER, J.; GALLOWAY, T. S. Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 12, p. 6646–6655, 2013.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588–2597, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>>.

COSTA, M. F.; IVAR DO SUL, J. A.; SILVA-CAVALCANTI, J. S.; ARAÚJO, M. C. B.; SPENGLER, Â.; TOURINHO, P. S. On the importance of size of plastic fragments and

pellets on the strandline: A snapshot of a Brazilian beach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 168, n. 1–4, p. 299–304, 2010.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris : a review. v. 44, p. 842–852, 2002.

DRIS, R.; IMHOF, H.; SANCHEZ, W.; GASPERI, J.; GALGANI, F.; TASSIN, B.; LAFORSCH, C. Beyond the ocean : Contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 539–550, 2015.

ENDO, S.; TAKIZAWA, R.; OKUDA, K.; TAKADA, H.; CHIBA, K.; KANEHIRO, H.; OGI, H.; YAMASHITA, R.; DATE, T. Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 10, p. 1103–1114, 2005.

EPA. Plastic Pellets in the Aquatic Environment: Sources and Recommendations. **United States Environmental Protection Agency**, n. 68, p. 56, 1992.

ERIKSEN, M.; LEBRETON, L. C. M.; CARSON, H. S.; THIEL, M.; MOORE, C. J.; BORERRO, J. C.; GALGANI, F.; RYAN, P. G.; REISSER, J. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. **PLoS ONE**, v. 9, n. 12, p. 1–15, 2014.

ERIKSEN, M.; MASON, S.; WILSON, S.; BOX, C.; ZELLERS, A.; EDWARDS, W.; FARLEY, H.; AMATO, S. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 77, n. 1–2, p. 177–182, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>>.

FERNANDINO, G.; ELLIFF, C. I.; SILVA, I. R.; BITTENCOURT, A. C. S. P. How many pellets are too many ? The pellet pollution index as a tool to assess beach pollution by plastic resin pellets in Salvador , Bahia , Brazil *. v. 15, n. 3, p. 325–332, 2015.

FERREIRA, Ó.; FACHIN, S.; COLI, a B.; TABORDA, R.; DIAS, J. A.; LONTRA, G. Study of Harbour Infilling using Sand Tracer Experiments. v. 289, n. 36, p. 283–289, 2002.

FLEURY, A.; FLEURY, M. T. Alternatives for industrial upgrading in global value chains: The case of the plastics industry in Brazil. **IDS Bulletin**, v. 32, n. 3, p. 116–126, 2001.

Disponível em: <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0034876745&partnerID=tZOtx3y1>>.

FOTOPOULOU, K. N.; KARAPANAGIOTI, H. K. Surface properties of beached plastic pellets. **Marine Environmental Research**, v. 81, p. 70–77, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.08.010>>.

FRIAS, J. P. G. L.; SOBRAL, P.; FERREIRA, A. M. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 11, p. 1988–1992, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.030>>.

GOURMELON, G.; MÁRMOL, Z.; PÁEZ, G.; RINCÓN, M.; ARAUJO, K.; AIELLO, C. Global Plastic Production Rises, Recycling Lags. **Revista Tnociencia URU**, n. April 2016, p. 1–7, 2015.

HESKETT, M.; TAKADA, H.; YAMASHITA, R.; YUYAMA, M.; ITO, M.; GEOK, Y. B.; OGATA, Y.; KWAN, C.; HECKHAUSEN, A.; TAYLOR, H.; POWELL, T.; MORISHIGE, C.; YOUNG, D.; PATTERSON, H.; ROBERTSON, B.; BAILEY, E.; MERMOZ, J. Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 2, p. 445–448, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.11.004>>.

HIDALGO-RUZ, V.; GUTOW, L.; THOMPSON, R. C.; THIEL, M. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. ... **Science & Technology**, v. 46, p. 3060–75, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22321064><http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es2031505><http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22321064>>.

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. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1683–1692, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>>.

HOLMES, L. A.; TURNER, A.; THOMPSON, R. C. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 160, n. 1, p. 42–48, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.052>>.

HOLMES, L. A.; TURNER, A.; THOMPSON, R. C. Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. **Marine Chemistry**, v. 167, p. 25–32, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marchem.2014.06.001>>.

ISMAIL, A. A. N. M. B. N. M. J. PLASTIC PELLETS ALONG KUALA SELANGOR-SEPANG COASTLINE. **Malays. Appl. Biol.**, v. 38, p. 85–88, 2009.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. 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**, v. 54, n. 8, p. 1087–1104, 2007.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 352–364, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>>.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M.; CYSNEIROS, F. J. A. Pelagic microplastics around an archipelago of the Equatorial Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 75, n. 1–2, p. 305–309, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.040>>.

IVAR DO SUL, J. A.; SPENGLER, Â.; COSTA, M. F. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 8, p. 1236–1238, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.004>>.

KARAMI, A.; GOLIESKARDI, A.; KEONG CHOO, C.; LARAT, V.; GALLOWAY, T. S.; SALAMATINIA, B. The presence of microplastics in commercial salts from different countries. **Scientific Reports**, v. 7, n. April, p. 46173, 2017. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/srep46173>>.

KARAPANAGIOTI, H. K.; KLONTZA, I. Investigating the Properties of Plastic Resin Pellets Found in the Coastal Areas of Lesbos Island. **Global NEST Journal**, v. 9, n. 1, p. 71–76, 2007.

LAW, K. L.; MORET-FERGUSON, S.; MAXIMENKO, N. A.; PROSKUROWSKI, G.; PEACOCK, E. E.; HAFNER, J.; REDDY, C. M. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. **Science**, v. 329, n. 5996, p. 1185–1188, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1192321>>.

LEBRETON, L. C. M.; VAN DER ZWET, J.; DAMSTEEG, J.-W.; SLAT, B.; ANDRADY, A.; REISSER, J. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, p. 15611, 2017. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/ncomms15611>>.

LITHNER, D.; LARSSON, A.; DAVE, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 18, p. 3309–3324, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>>.

LÖNNSTEDT, O. M.; EKLÖV, P. Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology. **Science**, v. 352, n. 6290, p. 1213–1216, 2016. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.aad8828>>.

LOZOYA, J. P.; TEIXEIRA DE MELLO, F.; CARRIZO, D.; WEINSTEIN, F.; OLIVERA, Y.; CEDRÉS, F.; PEREIRA, M.; FOSSATI, M. Plastics and microplastics on recreational beaches in Punta del Este (Uruguay): Unseen critical residents? **Environmental Pollution**, v. 218, p. 931–941, 2016.

LUSHER, A. L.; MCHUGH, M.; THOMPSON, R. C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine Pollution Bulletin**, v. 67, n. 1–2, p. 94–99, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>>.

MAGALHAES, G.; ZANELLA, M. COMPORTAMENTO CLIMÁTICO DA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA (dynamics of climate of Metropolitan Region of Fortaleza). **Revista Mercator**, p. 129–145, 2011.

MARINO, M. T. R. D.; FREIRE, G. S. S.; HORN FILHO, N. O. Variações granulométricas ao longo da costa da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 13, n. April, p. 267–282, 2013. Disponível em:

<<http://www.aprh.pt/rgci/rgci411.html>>.

MATO, Y.; ISOBE, T.; TAKADA, H.; KANEHIRO, H.; OHTAKE, C.; KAMINUMA, T. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 2, p. 318–324, 2001. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es0010498>>.

MCDERMID, K. J.; MCMULLEN, T. L. Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 7–8, p. 790–794, 2004.

MENEZES, E. A.; TRINDADE, E. C. P.; COSTA, M. M.; FREIRE, C. C. F.; CAVALCANTE, M. D. S.; CUNHA, F. A. Airborne fungi isolated from Fortaleza City, State of Ceará, Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de Sao Paulo**, v. 46, n. 3, p. 133–137, 2004.

MIRANDA, D. de A.; DE CARVALHO-SOUZA, G. F. Are we eating plastic-ingesting fish? **Marine Pollution Bulletin**, v. 103, n. 1–2, p. 109–114, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.035>>.

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

MOREIRA, F. T.; BALTHAZAR-SILVA, D.; BARBOSA, L.; TURRA, A. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 313–321, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.006>>.

NEVES, D.; SOBRAL, P.; FERREIRA, J. L.; PEREIRA, T. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 119–126, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.008>>.

NG, K. L.; OBBARD, J. P. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 7, p. 761–767, 2006.

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.; WEERTS, S.; MCCLURG, T.; BURREN, E.; SMITH, W.; VELKENBURG, M. Van; LANG, J. S.; LANG, R. C.; LAURSEN, D.; DANNER, B.; STEWARDSON, N.; THOMPSON, R. C. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 10, p. 1437–1446, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>>.

PRUTER, A. T. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 6 SUPPL. B, p. 305–310, 1987.

REDDY, M. S.; SHAIK BASHA; ADIMURTHY, S.; RAMACHANDRAIAH, G. Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 68, n. 3–4, p. 656–660, 2006.

RICE, M. R.; GOLD, H. S. Polypropylene as an Adsorbent for Trace Organics in Water. **Analytical Chemistry**, v. 56, n. 8, p. 1436–1440, 1984.

RIOS, L. M.; MOORE, C.; JONES, P. R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 8, p. 1230–1237, 2007.

RYAN, P. G.; MOORE, C. J.; VAN FRANEKER, J. A.; MOLONEY, C. L. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1999–2012, 2009. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2008.0207>>.

SANCHEZ, W.; BENDER, C.; PORCHER, J. M. Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence. **Environmental Research**, v. 128, p. 98–100, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2013.11.004>>.

SHIBER, J. G. Plastic pellets on the coast of Lebanon. **Marine Pollution Bulletin**, v. 10, n. 1, p. 28–30, 1979.

SHIBER, J. G. Plastic Pellets on Spain Costa del Sol Beaches. **Marine pollution bulletin**, v. 13, n. 12, p. 409–412, 1982.

SHIBER, J. G. Plastic pellets and tar on Spain's Mediterranean beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 2, p. 84–86, 1987.

SILVA, E. A. da; MOITA NETO, J. M. Logística reversa nas indústrias de plásticos de Teresina-PI: um estudo de viabilidade. **Polímeros**, v. 21, n. 3, p. 246–251, 2011. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-14282011000300015&lng=pt&tlng=pt.

TAKADA, H. Call for pellets! International Pellet Watch Global Monitoring of POPs using beached plastic resin pellets. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 12, p. 1547–1548, 2006.

TALSNESS, C. E.; ANDRADE, A. J. M.; KURIYAMA, S. N.; TAYLOR, J. A.; VOM SAAL, F. S. Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2079–2096, 2009. Disponível em: <http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2008.0281>.

TAVARES, F.; LÍVIO, A.; MARTINI, B.; ALVES, M.; ABREU, D.; BIATO, S.; TURRA, A. Small-scale temporal and spatial variability in the abundance of plastic pellets on sandy beaches: Methodological considerations for estimating the input of microplastics. **MPB**, v. 102, n. 1, p. 114–121, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.051>.

TEUTEN, E. L.; SAQUING, J. M.; KNAPPE, D. R. U.; BARLAZ, M. A.; JONSSON, S.; BJORN, 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. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2027–2045, 2009. Disponível em: <http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2008.0284>.

THOMPSON, R. C. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838–838, 2004. Disponível em: <http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1094559>.

THOMPSON, R. C.; MOORE, C. J.; VOM SAAL, F. S.; SWAN, S. H. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2153–2166, 2009a. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2009.0053>>.

THOMPSON, R. C.; SWAN, S. H.; MOORE, C. J.; VOM SAAL, F. S. Our plastic age. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1973–1976, 2009b. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2009.0054>>.

TOURINHO, P. S.; IVAR DO SUL, J. A.; FILLMANN, G. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 3, p. 396–401, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.10.013>>.

TSOAR, H.; LEVIN, N.; PORAT, N.; MAIA, L. P.; HERRMANN, H. J.; TATUMI, S. H.; CLAUDINO-SALES, V. The effect of climate change on the mobility and stability of coastal sand dunes in Ceará State (NE Brazil). **Quaternary Research**, v. 71, n. 2, p. 217–226, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.yqres.2008.12.001>>.

TURNER, A.; HOLMES, L. Occurrence, distribution and characteristics of beached plastic production pellets on the island of Malta (central Mediterranean). **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 2, p. 377–381, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.09.027>>.

TURRA, A.; MANZANO, A. B.; DIAS, R. J. S.; MAHIQUES, M. M.; BARBOSA, L.; BALTHAZAR-SILVA, D.; MOREIRA, F. T. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. **Scientific Reports**, v. 4, p. 1–7, 2014. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/srep04435>>.

UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G.; BROWNE, M. A. Some problems and practicalities in design and interpretation of samples of microplastic waste. **Anal. Methods**, v. 9, n. 9, p. 1332–1345, 2017. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C6AY02641A>>.

UNEP. **Valuing Plastics: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry**. [s.l.: s.n.]

VEERASINGAM, S.; MUGILARASAN, M.; VENKATACHALAPATHY, R.; VETHAMONY, P. Influence of 2015 flood on the distribution and occurrence of microplastic pellets along the Chennai coast, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 196–204, 2016.

WESSEL, C. C.; LOCKRIDGE, G. R.; BATTISTE, D.; CEBRIAN, J. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 178–183, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.002>>.

WILBER, R. **Plastic in the North Atlantic**. *Oceanus*, 1987. . Disponível em: <http://5gyres.org/media/Plastic_in_the_North_Atlantic_OCEANA_1987.pdf>.

WORM, B.; LOTZE, H. K.; JUBINVILLE, I.; WILCOX, C.; JAMBECK, J. Plastic As a Persistent Marine Pollutant. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 42, n. 1, p. null, 2017. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev-environ-102016-060700>>.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483–492, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>>.

ZARFL, C.; MATTHIES, M. Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 10, p. 1810–1814, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.05.026>>.

CAPÍTULO 2

OCORRÊNCIA DE *PELLETS* PLÁSTICOS EM DUAS ÁREAS PORTUÁRIAS DO ESTADO DO CEARÁ

RESUMO

Os *pellets* plásticos ou resinas termoplásticas são polímeros orgânicos sintéticos caracterizados como microplásticos (diâmetro 1 a 5 mm), que estão amplamente distribuídos em praias arenosas e águas oceânicas. Os terminais portuários, muitas vezes, são fontes pontuais dessas resinas no meio. Quando introduzidos no meio marinho, podem causar vários efeitos adversos aos organismos aquáticos, logo que podem ser facilmente ingeridos, devido ao seu tamanho. Além disso, acumulam compostos orgânicos persistentes que podem ser incorporados aos animais. Devido à importância de identificá-los no meio marinho, o objetivo deste estudo foi detectar a presença, caracterizá-los e determinar o grau de poluição de uma praia de acordo com o índice de poluição por *pellets* (IPP). Foram escolhidas duas áreas portuárias do estado do Ceará: Porto de Fortaleza e Porto do Pecém. Ao todo, foram realizadas quatro coletas (maio a junho de 2017). Para a coleta dos *pellets* determinou-se as áreas adjacentes ao porto de Fortaleza de FA e FP e do Pecém de PA e PP. Coletou-se sedimentos de 10 pontos de cada área, na linha de maré alta mais recente a ~ 3 cm de profundidade. O sedimento foi colocado em baldes, e os *pellets* foram separados por diferença de densidade e então foram armazenados e levados para laboratório, onde foram separados, quantificados e caracterizados (quanto ao tamanho, à forma, transparência e cor). O IPP foi calculado a partir de uma equação padrão e a análise estatística foi de similaridade. Foram identificados apenas dois *pellets* em FA, na primeira coleta e nenhum em FP, enquanto que em PA e PP foram identificadas resinas. Foi coletado um total de 1.411 *pellets* no decorrer da pesquisa. O mês que teve maior abundância foi junho (38,6 *pellets*/m²). A morfologia mais encontrada em PA foi a cilíndrica e em PP esférica achatada (exceção de julho). As cores mais frequentes foram a branca, amarela e âmbar em todos os meses. Foram identificadas 170 classes a partir da caracterização, como também *pellets* de 6 e 8 mm. Por fim, determinou-se que as faixas de praia do Pecém estão apenas 8,58% poluídas em um nível alto ou muito alto. Portanto, o método usado para detecção de *pellets* é foi adequado para identificá-los, embora tenham sido encontradas quantidades insignificantes de resinas próximo ao porto de Fortaleza e o cálculo do IPP foi eficiente para determinar o grau de poluição das praias estudadas aqui.

Palavras-chave: 1. Poluição 2. Resinas termoplásticas 3. Praias arenosas

OCCURRENCE OF PLASTIC PELLETS IN TWO PORT AREAS OF THE STATE OF CEARÁ

ABSTRACT

Plastic pellets or thermoplastic resins are synthetic organic polymers characterized as microplastics (diameter 1 to 5 mm), which are widely distributed on sandy beaches and ocean waters. Port terminals are often punctual sources of these resins in the environment. When introduced into the marine environment, they may cause various adverse effects to aquatic organisms as soon as they can be easily ingested due to their size. In addition, they accumulate persistent organic compounds that can be incorporated into animals. Due to the importance of identifying them in the marine environment, the objective of this study was to detect the presence, characterize them and determine the degree of pollution of a beach according to the IPP. Two port areas of the state of Ceará were chosen: Port of Fortaleza and Port of Pecém. In total, four sampling fields were carried out (May to June 2017). In order to collect the pellets, the areas adjacent to the port of Fortaleza of FA and FP and of Pecém de PA and PP were determined. Sediments of 10 points of each area were sampled at the most recent high tide line at ~ 3 cm depth. The pellets were separated by density difference and then stored and taken to the laboratory where they were separated, quantified and characterized (size, shape, transparency and color). The PPI was calculated from a standard equation and the statistical analysis was by similarity. Only two pellets were identified in FA, in the first sampling field and none in FP, whereas in PA and PP resins were identified. A total of 1,411 pellets were collected during the research. The month with the higher abundance was June (38.6 pellets/m²). The morphology most found in PA was cylindrical and in PP flat spherical (exception of July). The most frequent colors were white, yellow and amber in all months. 170 classes were identified from the characterization, as well as 6 and 8 mm pellets. Finally, it was determined that the Pecém beach strips are only 8.58% polluted at a high or very high level. Therefore, the method used to detect pellets was adequate to identify them, although insignificant quantities of resins were found near the port of Fortaleza and the calculation of IPP was efficient to determine the degree of pollution of the beaches studied here.

Keywords: 1. Pollution 2. Virgin resin *pellets* 3. Sandy Beaches

2.1 INTRODUÇÃO

A ocorrência de detritos plásticos em ambientes costeiros e marinhos tem sido relatada mundialmente há, pelo menos, 45 anos (CARPENTER *et al.*, 1972; SHIBER, 1987; IVAR DO SUL; SPENGLER; COSTA, 2009; TURNER; HOLMES, 2011; ERIKSEN *et al.*, 2014; LOZOYA *et al.*, 2016; VEERASINGAM *et al.*, 2016; ISMAIL; ADILAH; NURULHUDHA, 2009). Esses detritos podem ser classificados de acordo com o tamanho, e abrangem classificações desde microplásticos até macroplásticos (GESAMP, 2016).

Os microplásticos são uma categoria de detritos que têm de 1 a 5 mm de diâmetro e geram problemas ambientais em todo o mundo (WESSEL *et al.*, 2016). Uma das categorias de microplásticos são os *pellets* plásticos, também denominados de resinas termoplásticas (EPA, 1992).

Os *pellets* são polímeros orgânicos sintéticos primários (TAKADA, 2006). Estes polímeros são classificados como a matéria-prima utilizada pela indústria transformadora de plásticos (MATO *et al.*, 2001). Essas resinas são formadas por pequenos grânulos, geralmente cilíndricos ou esféricos com diâmetro de 1 a 5 mm (TAKADA, 2006; COSTA *et al.*, 2010), podendo ainda, apresentar diversas colorações (branca, preta, marrom, azul, verde, cinza, violeta) (EPA, 1993).

As fontes das resinas no ambiente marinho podem ser tanto marinhas quanto terrestres (TURNER; HOLMES, 2011). Os terminais portuários, por sua vez, são fontes pontuais dessas resinas (VEERASINGAM *et al.*, 2016), uma vez que neles há comercialização das mesmas (CABRAL, 2014).

Assim, os *pellets* podem entrar no ambiente por perdas durante a produção, transporte e transbordo em terminais portuários (GESAMP, 2016; GREGORY; ANDRADY, 2003). Uma vez perdidos no meio, os *pellets* atingem as áreas costeiras onde os movimentos de maré e de correntes do continente carregam essas partículas para praias arenosas, por exemplo (MOREIRA *et al.*, 2016).

Um dos grandes problemas relacionados aos *pellets* deve-se ao fato de assemelharem-se aos alimentos, e conjuntamente com o seu tamanho reduzido, serem facilmente ingeridos por grande variedade de organismos marinhos (TOURINHO; IVAR DO SUL; FILLMANN, 2010; CHOY; DRAZEN, 2013; COLE *et al.*, 2013; BELLAS *et al.*, 2016; ACAMPORA *et al.*, 2017).

Além disso, os compostos químicos presentes na água do mar, como poluentes orgânicos persistentes (POP), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) e bifenilos policlorados (PCB) podem ser adsorvidos na superfície das resinas (MATO *et al.*, 2001; HIRAI *et al.*, 2011). Quando essas são ingeridas podem desencadear bioacumulação (OGATA *et al.*, 2009), (FRIAS; SOBRAL; FERREIRA, 2010) e morte do animal por bloqueio intestinal (DERRAIK, 2002).

Foram realizados vários estudos, no mundo, identificando a presença de grânulos de plástico em praias arenosas, principalmente para quantificação de *pellets* (SHIBER, 1982; FOTOPOULOU; KARAPANAGIOTI, 2012; IVAR DO SUL *et al.*, 2013; TURRA *et al.*, 2014; FERNANDINO *et al.*, 2015; LOZOYA *et al.*, 2016; MOREIRA *et al.*, 2016). No entanto, de acordo com Fernandino *et al.* (2015), não foram encontrados estudos que classificassem praias arenosas de acordo com a presença de grânulos. Desta forma, eles propuseram e aplicaram um índice de classificação de poluição especialmente para *pellets*, possibilitando uma padronização na categorização das praias.

Existe um déficit de informações a respeito da dispersão de *pellets* associada à deposição, concentração e tendências de acumulação dos mesmos em praias arenosas (NETO, 2014). A deriva litorânea e a dispersão e acúmulo de *pellets* podem fornecer informações importantes para avaliar o problema da ocorrência deles ao longo das praias.

Portanto, tendo em vista a importância de constatar a presença de *pellets* plásticos em praias arenosas e caracterizá-los, este trabalho teve como objetivos detectar a presença de *pellets* no sedimento de praias arenosas próximo aos portos de Fortaleza - CE e do Pecém - CE; quantificá-los e caracterizá-los morfologicamente; propor uma classificação relacionada às características dos grânulos, e por fim determinar o grau de poluição de acordo com o índice de poluição por *pellets* (IPP).

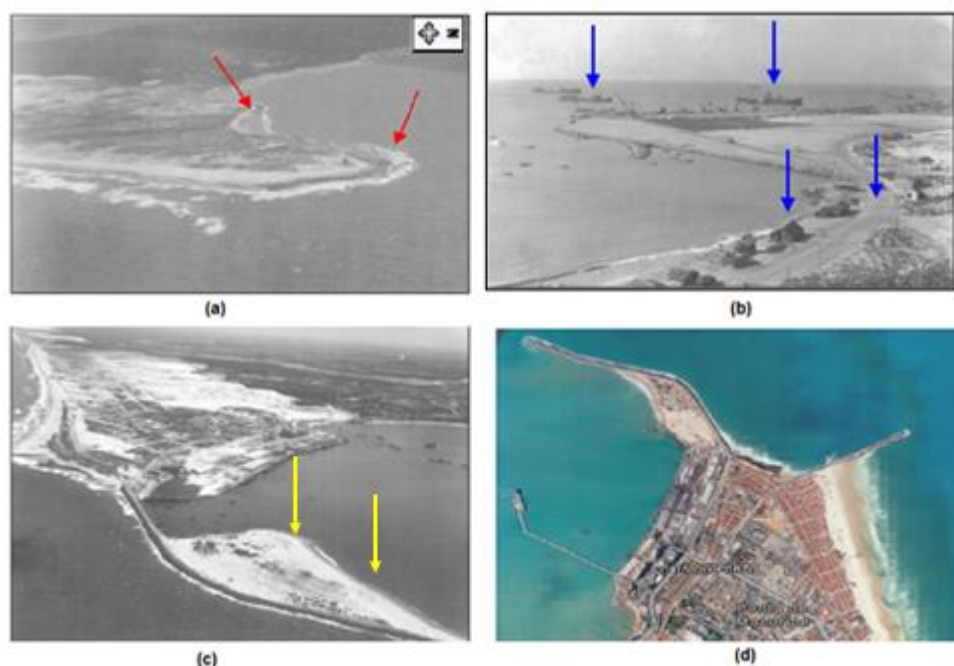
2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

A área de estudo abrangeu faixas praias adjacentes aos portos de Fortaleza e do Pecém. O porto de Fortaleza está localizado na enseada do Mucuripe, na orla de Fortaleza-Ceará, e é considerado um porto marítimo artificial, sendo protegido pelo molhe “Titã”, de 1910 m (BRASIL, 2015).

Após o início da sua construção em 1939 e implementação, em 1952, e a posterior construção de quebra-mares ao longo da praia, ocorreu mudança na direção das ondas, interferindo no transporte de sedimentos e avanço do mar (SILVA *et al.*, 2006), e, como consequência, surgiu a praia Mansa (figura 1) (SILVA *et al.*, 2006).

Figura 1. Região do Mucuripe que compreende o período antes, durante e após a construção do porto de Fortaleza.



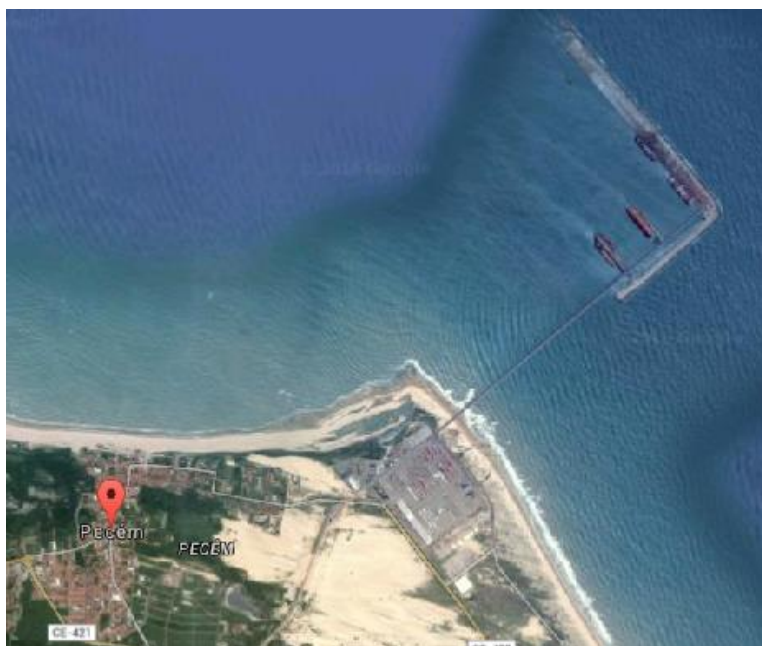
(a) Enseada do Mucuripe em 1920. As setas vermelhas indicam ondas e ventos atuantes na área. Fonte: Arquivo Nirez. (b) Início da construção do porto de Fortaleza em 1939. As setas em azul indicam navios atracados, residências de pescadores, uma estrada central de movimentação de cargas. Fonte: Arquivo Nirez. (c) Praia Mansa (setas amarelas), o bairro Serviluz e o fluxo de sedimentos em direção à bacia portuária de Fortaleza em 1960. Fonte: Arquivo Nirez (d) Atual área do porto de Fortaleza e do bairro “grande Mucuripe”. Fonte: Google Earth (2017).

O porto do Pecém está localizado no litoral oeste cearense, no município de São Gonçalo do Amarante, a aproximadamente 60 km da capital, Fortaleza (BURUAEM; PETTI; DE SOUZA ABESSA, 2015). Sua construção foi iniciada em 1996, e a inauguração ocorreu

em março de 2002 e, como consequência, ocorreram muitas alterações ambientais, paisagísticas e sociais na região (ALBUQUERQUE, 2005).

Esse porto está inserido em um complexo industrial-portuário, e, ao contrário do porto de Fortaleza, ele é do tipo *off-shore*, construído a 2.000 m de distância da linha de costa (figura 2) (BURUAEM; PETTI; DE SOUZA ABESSA, 2015) e, teoricamente, causa menos impactos negativos no meio.

Figura 2. Área portuária do porto do Pecém



Fonte: Google Earth (2017)

O clima da região é influenciado pela zona de convergência intertropical (ZCIT) e caracterizado como tropical chuvoso, segundo a classificação de *Köppen* (MENEZES *et al.*, 2004; MARINO; FREIRE; HORN FILHO, 2013), com temperatura média anual entre 26 °C e 28 °C. Tipicamente, ocorrem dois períodos, seco (agosto a dezembro) e chuvoso (janeiro a julho) (MAGALHAES; ZANELLA, 2011).

O regime de ventos da costa do Ceará é diversificado devido à sua localização geográfica (equatorial). As direções dos ventos são predominantemente de Sudeste (SE), Lés-sudeste (ESE), Leste (E) e Nordeste (NE). As ocorrências dos ventos são controladas por ventos alísios de NE e SE e por brisas terrestres e marinhas, resultando em ventos médios anuais entre 6 m/s e 9 m/s (AMARANTE *et al.*, 2001; INPH, 2014). Os alísios de SE dominam nos períodos de agosto a dezembro e entre janeiro e julho, predominam os ventos de E, também com ocorrência de SE e NE (INPH, 2014).

As ondas são reguladas pela ação dos ventos, e as que banham o estado do Ceará

apresentam componente E, sofrendo variações entre E, E-NE e E-SE (BRASIL, 2006). Ondas de *swell* são criadas no hemisfério norte.

As marés podem ser de sizígia, período de lua nova ou lua cheia, ou de quadratura, durante o quarto crescente ou minguante, e um ciclo completo ocorre em, aproximadamente, um mês (NETO; PONZI; SICHEL, 2004). O regime de marés no litoral cearense é de meso-maré (amplitude média entre 2 m e 4 m) e semi diurna, com duas preamares e duas baixamars em um dia lunar.

2.2.2 Coleta de dados e pontos de amostragem

Foram realizadas quatro coletas mensais, em dias diferentes, nas proximidades dos portos do Pecém e de Fortaleza, de maio a agosto de 2017. Em ambos os lugares, as coletas ocorreram em porções da faixa de areia anterior (leste aos portos) e posterior (oeste aos portos), tendo como referência o norte geográfico.

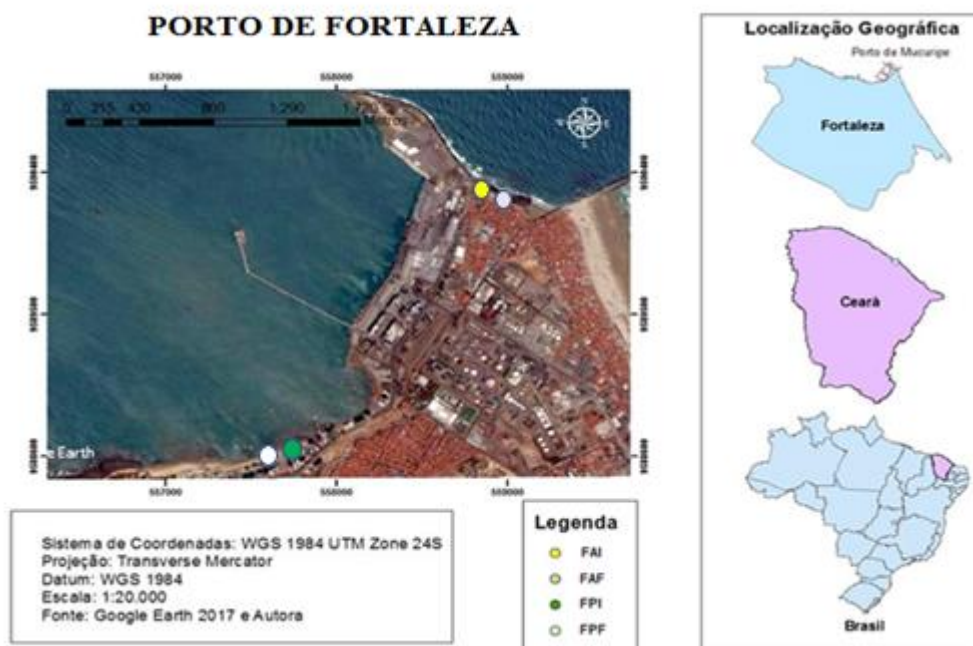
Em campo, foram determinados dados de coordenadas geográficas, em todos os pontos, com aplicativo móvel de guia de posicionamento global (GPS) “minhas coordenadas GPS” em datum WSG 1984 e UTM zone 24S.

Dados históricos de direção e velocidade dos ventos e precipitação para os municípios de Fortaleza e de São Gonçalo do Amarante foram obtidos do banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Calculou-se a média da velocidade dos ventos nos cinco dias anteriores à coleta de cada mês, método semelhante ao usado por Silva (2016).

Os dados referentes à importação e exportação de resinas termoplásticas em ambos os portos foram obtidos no sistema de Análise de Informações de Comércio Exterior (ALICEWEB), disponibilizado pelo Ministério de Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC).

Próximo ao porto de Fortaleza, coletou-se na praia do Titanzinho (FA) e ao final da avenida Beira-mar (FP), próximo ao mercado dos peixes da capital (figura 3). Próximo ao porto do Pecém, coletou-se ao leste do porto (PA), e a oeste do porto (PP) (figura 4). As coordenadas geográficas destes pontos estão na tabela 1.

Figura 3. Locais de coleta (iniciais e finais) nas faixas de praia adjacentes ao porto de Fortaleza (Titanzinho e Beira-mar).



Legenda: **FAI**: Ponto inicial anterior (E); **FAF**: ponto final anterior (E). **FPI**: Ponto inicial posterior (W) **FPF**: ponto final posterior (W).

Figura 4. Locais de coleta (iniciais e finais) nas faixas de praia adjacentes ao porto do Pecém.



Legenda: **PAI**: Ponto anterior inicial (E); **PAF**: ponto anterior final (E); **PPI**: Ponto posterior inicial (W); **PPF**: ponto posterior final (W).

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos pontos de coleta nas praias adjacentes ao porto

de Fortaleza (Titanzinho e Beira-mar, FA e FP, respectivamente) e nas adjacências do porto do Pecém (PA e PF, respectivamente).

Coordenadas Geográficas

Pontos	Latitude (i)	Longitude (i)	Latitude (f)	Longitude (f)
FA	3° 42' 25.65" S	38° 28' 13.14" O	3° 42' 27.82" S	38°28'8.79" O
FP	3° 43' 16.80" S	38° 28' 48.69" O	3°43'19.29" S	38°28'52.98" O
PA	3° 33' 23.14" S	38° 48' 8.05" O	3°33'27.56" S	38°48'5.46" O
PP	3° 32' 42.13" S	38° 49' 2.6"O	3°32'43.87" S	38°49'7.09" O

Fonte: Datum WSG 1984. Legenda: i: inicial f: final.

A área de coleta próximo ao porto de Fortaleza (FA e FP) foi dividida em 20 pontos (F1 a F20), como também próximo ao porto do Pecém (PA e PP), sendo os pontos denominados P1 a P20, como ilustrados na figura 5 e 6.

Figura 5. Esquematização dos pontos de coleta nas áreas de coleta FA e FP em Fortaleza.



Fonte: Próprio autor

Figura 6. Esquematisação dos pontos de coleta nas áreas de coleta PA e FP em São Gonçalo do Amarante.



Fonte: Próprio autor.

2.2.3 Coleta de sedimentos e identificação dos pellets

As quatro coletas de sedimentos ocorreram nas datas e nos regimes de marés de acordo com as tabelas 2 e 3.

Tabela 2. Data e regime de marés da coleta de sedimentos nos pontos FA e FP nas adjacências do porto de Fortaleza.

Data	Horário (h:min) (Início - fim)	Maré	Máxima- Mínima (m)
10/05/2017	13:30 - 15:20	Quadratura/Vazante	2,5 – 0,5
05/06/2017	8:00 - 11:30	Quadratura/Vazante	2,4 – 0,7
08/07/2017	8:00 - 10:30	Quadratura/Vazante	2,4 – 0,3
19/08/2017	8:00 - 10:30	Quadratura/Vazante	2,7 – 2,0

Fonte: Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) (2017).

Tabela 3. Data e regime de marés da coleta de sedimentos nos PA e PP nas adjacências do porto Pecém.

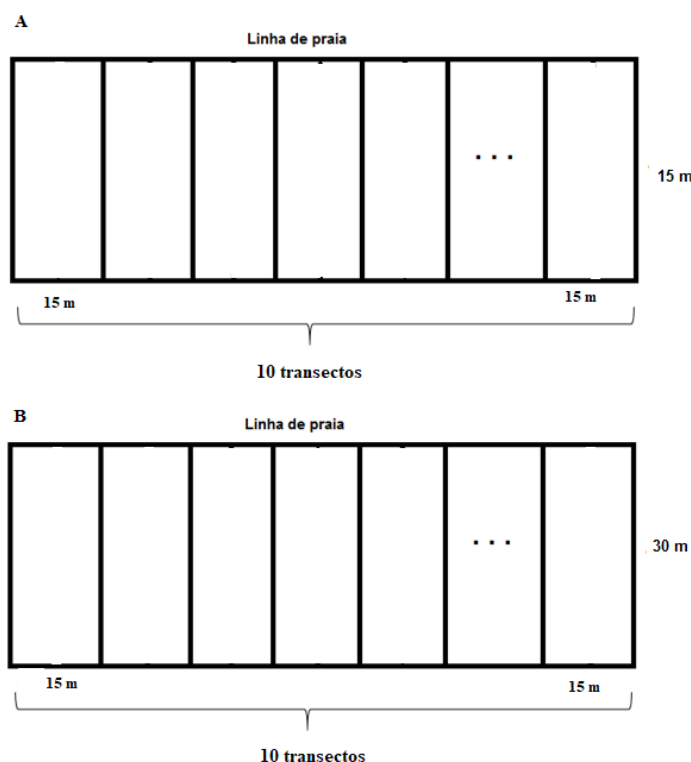
Data	Horário (h:min) (Início - fim)	Maré	Máxima- Mínima (m)
7 e 8/05/2017	9:00 - 11:30	Sizígia/Vazante	2,5 – 0,5
04/06/2017	8:00 - 10:30	Sizígia/Vazante	2,2 – 0,7
07/07/2017	9:00 - 12:30	Sizígia/Vazante	2,4 – 0,6
20/08/2017	09:00 - 12:00	Sizígia/Vazante	2,8 – 0,0

Fonte: Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) (2017).

Para a coleta de sedimentos, adaptou-se o método do programa de monitoramento e avaliação de detritos marítimos: recomendações para monitoramento de tendências de resíduos sólidos no meio marinho (NOAA, 2013).

Primeiramente, determinou-se a área amostral de 150 m (sendo os pontos iniciais 0 m e finais 150 m) paralelos à linha de costa, que foi dividida de 15 em 15 m equidistantes, totalizando 10 pontos em cada uma das quatro áreas de coleta, onde foram realizados os transectos, esquematizados na figura 7.

Figura 7. Ilustração da área amostral tanto na faixa praial adjacente ao porto de Fortaleza quanto do porto do Pecém.



Fonte: Próprio autor. (A) Fortaleza. (B) Pecém.

As coletas foram feitas no pós-praia (zona que se estende do nível do mar na maré alta até a base de uma duna, terraço ou vegetação) (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012; FERNANDINO *et al.*, 2015), utilizando um transecto de um 1,00 m x 1,00 m x 0,05 m. Os *pellets* visíveis a olho nu foram retirados manualmente da camada superficial do sedimento.

Posteriormente a essa etapa, foi recolhida uma camada de sedimento de toda a área do transecto com aproximadamente três centímetros de profundidade. O sedimento foi imerso em baldes com aproximadamente 8 L de água do mar e os *pellets* que flutuaram, foram separados dos grânulos e retirados com o auxílio de uma peneira de 1 mm de diâmetro (Figura 8). Alguns *pellets* com densidade maior que a água do mar não flutuaram, então peneirou-se o sedimento com uma peneira de malha de 1 mm para que estes *pellets* fossem separados.

Os *pellets* foram armazenados em depósitos plásticos devidamente nomeados em campo e foram transportados ao Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL), da Universidade Federal do Ceará (UFC), localizado no Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), onde foram quantificados e classificados.

Figura 8. Demonstração de coleta de sedimento e separação dos *pellets* por flotação.

Fonte:
Próprio
autor.



2.2.4 Quantificação e caracterização dos *pellets*

Os grânulos de todos os pontos foram quantificados manualmente e a abundância foi calculada pela divisão do número de *pellets* pela área total de coleta. Eles foram classificados a olho nu quanto ao tamanho, à forma, transparência e à cor. A caracterização da cor foi realizada a partir da tabela universal do padrão de cores RGB (R- red, G-green e B-blue), um dos padrões de cores mais utilizados.

No sistema RGB, cada cor é definida pela quantidade de vermelho (R), verde (G) e azul (B). Esse sistema utiliza uma numeração entre zero e 255 para especificar estas

quantidades. Assim, cada cor nesse sistema é determinada por um conjunto de três numerações, onde o zero indica ausência de intensidade e o 255, intensidade máxima.

A cor foi determinada visualmente por uma única pesquisadora, para que não houvesse distorção nos resultados e foi dividida em: branco, amarelo, âmbar, vermelho, turquesa, azul, azul claro, verde lima, verde amarelado, cinza, preto, marrom, marrom amarelado e violeta.

O tamanho dos *pellets* foi determinado com um paquímetro com precisão de 0,05 mm. Os *pellets* foram divididos quanto à forma em: esféricos, esféricos achatados, cilíndricos, cilíndricos achatados, retangulares, cúbicos e irregulares (aqueles que não apresentaram nenhuma forma anterior). O nível de transparência foi dividido em: opaco, translúcido e transparente.

Após a caracterização, foi proposta uma classificação por classes numéricas de acordo com tamanho, formato, cor e nível de transparência.

2.2.5 Determinação do índice de poluição por *pellets*

O cálculo do índice de poluição por *pellets* (IPP), proposto por Fernandino *et al.* (2015), foi utilizado neste trabalho para classificar a praia quanto ao grau de poluição física pela presença de grânulos plásticos.

O IPP foi calculado para cada ponto secundário dos pontos amostrais e obtido a partir da equação 1. A tabela 4 apresenta a classificação do grau de poluição de cada local de acordo com o IPP.

$$IPP = \left[\frac{a(\text{itens})}{v(\text{m}^3)} \right] \times p, \quad \boxed{\text{Eq.(1)}}$$

onde a é abundância de itens coletados, v é o volume de sedimento coletado e p é o coeficiente de correção do IPP ($p = 0,002$).

Tabela 4. Grau de poluição por *pellets* em uma praia arenosa.

IPP	Classificação
-----	---------------

$0 < \text{IPP} \leq 0,5$	Muito baixo
$0,5 < \text{IPP} \leq 1,0$	Baixo
$1 < \text{IPP} \leq 2,0$	Moderado
$2 < \text{IPP} \leq 3,0$	Alto
$\text{IPP} > 3,0$	Muito alto

Fonte: Fernandino *et al.*, (2015).

2.2.6 Análise Estatística

Foi realizada uma abordagem quali-quantitativa para análise temporal entre os pontos de coleta sobre a presença e abundância dos pellets com o *software PRIMER 6.0*. Para isso, foi feito o cálculo de matriz de similaridade com o índice de *Bray-Curtis*, excluindo-se amostras raras (< 3 pellets) e dados previamente transformados pela raiz quadrada (CLARKE, 2006). Com a matriz de similaridade foi realizada análise de agrupamento por meio de estratégia hierárquica aglomerativa, com regra da união pelas médias não ponderadas (UPGMA).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Identificação dos *pellets*

Na primeira coleta, *pellets* foram identificados em apenas dois pontos próximos ao porto de Fortaleza, sendo eles F3 e F4. Na área FP não foram encontrados *pellets* em nenhum dos 10 pontos. Nas coletas subsequentes não foi detectado nenhum grânulo nas áreas FA e FP.

Este resultado deve-se, provavelmente, à morfologia, ao balanço de sedimentos alterados e por não haver locais de acúmulo em ambas as áreas de Fortaleza. Em FP, há uma região de sombreamento, e portanto, a corrente pode carregar os *pellets* para fora desta área.

Por outro lado, em FA, o processo de erosão costeira é acentuado (FERREIRA *et al.*, 2002) e não há presença de berma (Figura 9), portanto, não há região de pós-praia, onde os grânulos tendem a se acumular. Os *pellets* encontrados nessa área estavam desgastados, o que pode indicar que sua deposição aconteceu há algum tempo, ou que eles estavam à deriva por muito tempo.

Figura 9. Praia do Titanzinho que apresenta processo de erosão costeira, sem presença de pós-praia e berma.



Fonte: Próprio autor.

Nesta região de estudo, ocorreu mudança notável no ambiente após a construção (1939) e implementação do porto em 1952 (BURUAEM; PETTI; DE SOUZA ABESSA, 2015), pois antes da instalação, a área caracterizava-se pela presença de praias arenosas e barreiras. Após a instalação do molhe, o transporte de sedimentos foi alterado, modificando a dinâmica de transporte de sedimentos (Maia *et al.*, 1998), e sendo assim um fator provável da ausência de *pellets* na região.

Para explicar tal fato, Fernandino *et al.* (2015) sugerem que um dos motivos para a baixa presença de *pellets* em algumas praias em áreas portuárias, é que essa atividade pode não ser uma fonte importante de *pellets* para essas praias em específico. Também existem outros fatores, como o índice pluviométrico e ventos, que têm variação de velocidade e direção ao longo do ano.

Outra justificativa seria supor que os padrões de circulação de correntes da região não fornecem condições que permitam a deposição nesses locais.

Próximo ao porto do Pecém, no mês de maio, foram encontrados *pellets* em todos os pontos. Em junho, julho e agosto os *pellets* foram encontrados praticamente em todos os pontos do porto do Pecém, exceto nos P4 (junho), P1 e P5 (julho) e P5 e P6 (agosto).

A dinâmica e a morfologia desta praia favorecem o acúmulo de *pellets* e detritos, pois a praia do Pecém caracteriza-se como dissipativa (DE SOUZA PINHEIRO; DE MORAIS; MAIA, 2016), ou seja, tem acúmulo significativo de detritos devido às suas características naturais (COSTA *et al.*, 2010). Há presença de linhas de detritos na linha de maré alta e pontos de acúmulo de resíduos (Figura 10) ao longo da extensão praial, além de berma e estruturas de barreira como duna e vegetação.

Figura 10. Pontos de acúmulo e linha de detrito na área de coleta PA, próximo ao porto do



Pecém.

Fonte. Próprio autor.

Portanto, a região pós-praia, onde foram realizadas as coletas, é o local ideal para a ocorrência de *pellets* (KARAPANAGIOTI; KLONTZA, 2007), uma vez que é considerado

um ambiente mais estável para a deposição em longo prazo.

2.3.2 Quantificação e abundância dos *pellets*

Ao todo, foram coletados 1.411 *pellets* no sedimento superficial, considerando todas as coletas e pontos. Este resultado mostrou que este valor está de acordo com outros estudos realizados com método semelhante, já que, em geral os *pellets* têm densidade menor que a água do mar (EPA, 1992) e são depositados nas camadas superficiais do sedimento arenoso.

Por exemplo, Fernandino *et al.* (2015) encontraram 1.927 *pellets* em Salvador-Brasil, McDermid e McMullen (2004) 2.169 no Havaí, Lozoya *et al.* (2016) 912, no Uruguay. Por outro lado, Veerasingam *et al.* (2016) encontraram valores muito superiores, de 3.000 *pellets* na costa da Índia, enquanto Costa; Ivar do Sul; Splenger (2010) encontraram apenas 90 *pellets* em Fernando de Noronha-Brasil que, apesar de ter influência de correntes, é uma região não industrializada e afastada do continente.

A maior parte dos grânulos (99,85%), foi encontrada próximo ao porto do Pecém e apenas 0,15% próximo ao porto de Fortaleza. A discrepância entre as quantidades encontradas pode estar relacionada, à quantidade de resinas movimentadas em ambos os portos, além das variáveis ambientais (vento, chuva, correntes).

Considerando as principais resinas fabricadas mundialmente (PP, PE, PS e PVC), no período que abrangeu as coletas (janeiro a novembro de 2017), pelo porto de Fortaleza entraram 110 kg (peso líquido) de resinas e não houve nenhuma saída (MDIC, 2017). Enquanto que, no porto do Pecém, no mesmo período, chegaram 139.050 kg (peso líquido) e saíram 8.000 kg (peso líquido) (MDIC, 2017). Sendo, portanto, a movimentação de *pellets* no porto do Pecém, 133681% superior à do porto de Fortaleza.

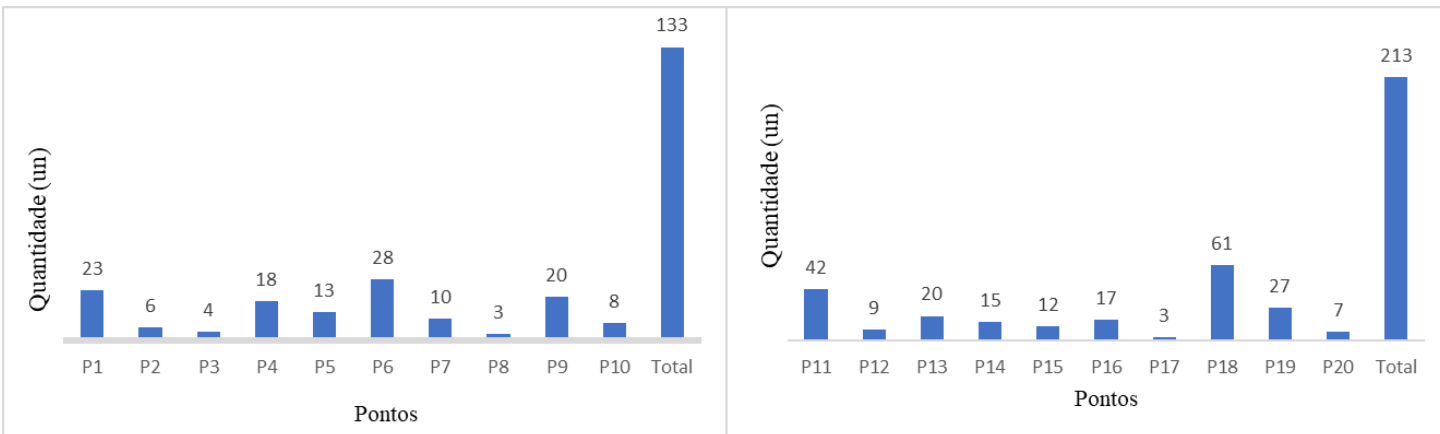
A quantidade inexpressiva de *pellets* encontrados próximo ao porto de Fortaleza, aponta que esta região portuária não é uma possível fonte pontual de *pellets* para as praias adjacentes. Portanto, é importante observar as características do lugar estudado, uma vez que também irão influenciar na presença ou não de grânulos.

No mês de maio, foram encontrados apenas dois *pellets* nos pontos F3 e F4, respectivamente. No F3 o *pellet* era esférico e no F4, cilíndrico. Ambos eram brancos. A velocidade média do vento neste mês foi de 0,85 m/s.

As quantidades de *pellets* encontrados em cada coleta e em cada ponto estão

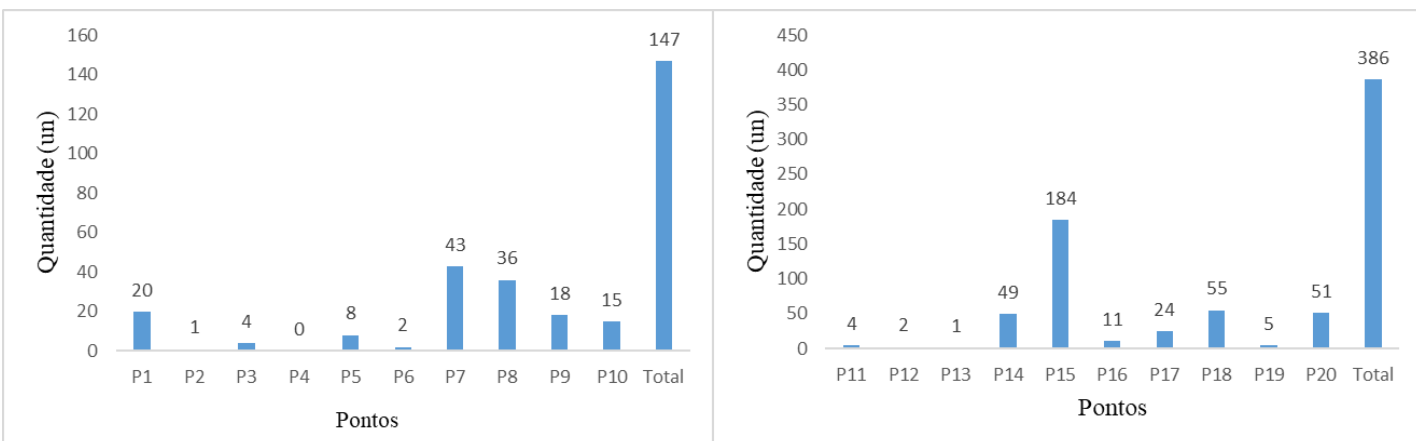
representados nas figuras 11 a 14. Nos cinco dias anteriores às coletas não houve precipitação pluviométrica registrada e, a velocidade média do vento variou de 0,70 m/s a 5,27 m/s e permaneceu na direção sudeste/sudoeste.

Figura 11. Quantidade de *pellets* encontrados nos pontos P1 a P10 (PA) e P11 a P20 (PP), respectivamente nas proximidades do porto do Pecém na coleta dos dias 7 e 8 de maio de 2017.



Fonte: Próprio autor.

Figura 12. Quantidade de *pellets* encontrados nos pontos P1 a P10 (PA) e P11 a P20 (PP), respectivamente nas proximidades do porto do Pecém na coleta de 4 de junho de 2017.



Fonte: Próprio autor.

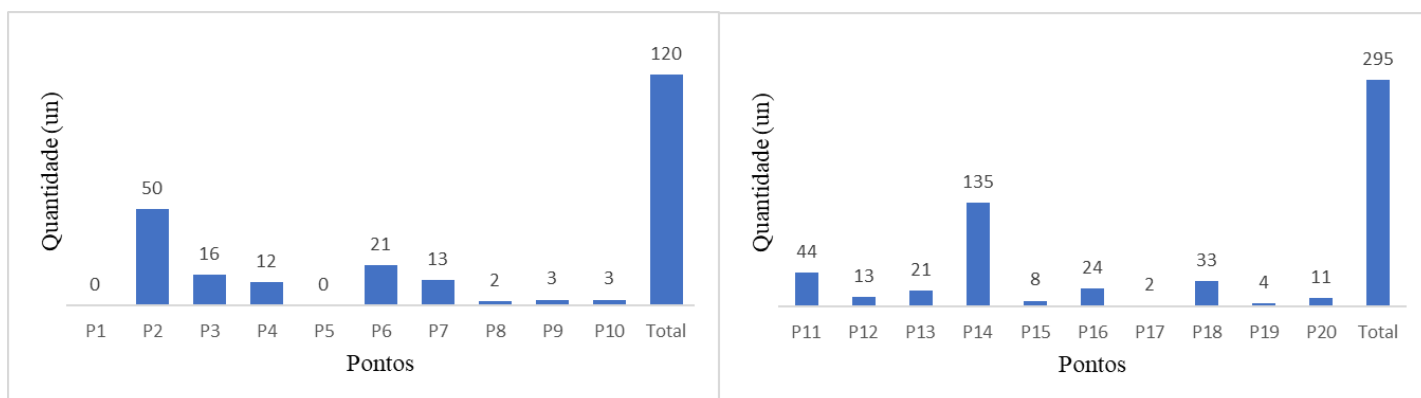
Em junho, encontrou-se, no ponto P15 o maior número de pellets, uma vez que este estava localizado em uma zona característica de acúmulo neste mês, e foi o ponto com o maior número de grânulos entre as quatro coletas.

Em agosto, normalmente, inicia-se a temporada de ventos mais intensos no Estado do Ceará (TSOAR *et al.*, 2009), caracterizada pelo aumento da velocidade dos mesmos. Nesse último mês de coleta, o decréscimo na quantidade de resinas encontradas, pode ser explicado

pele aumento da velocidade do vento, que foi 750% maior que em relação a junho (menor média de velocidade).

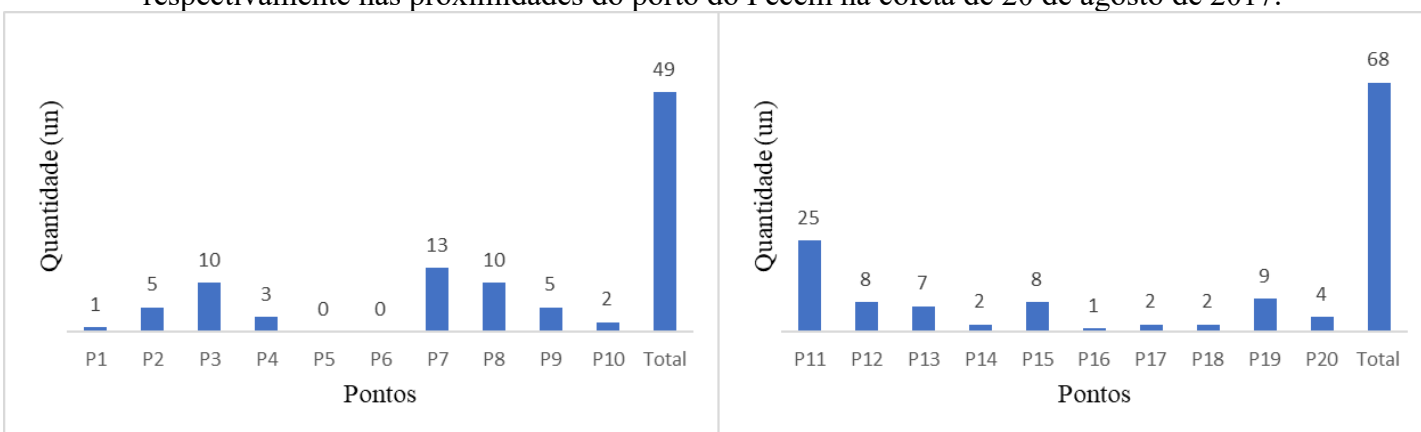
De acordo com Silva (2016), a direção dos ventos é o principal fator ambiental responsável pelo acúmulo/transporte de resinas em uma praia. Porém, neste trabalho, observa-se que a velocidade também pode exercer um papel importante no transporte, principalmente quando há grande variação nas velocidades de uma coleta para outra. De acordo com Manzano (2009), não é possível comparar o comportamento hidro e aerodinâmico dos *pellets* com o de grãos de areia, entretanto, sabe-se que o vento é responsável pelo movimento dos grãos (BAUER *et al.*, 2009) e também contribui para o transporte de *pellets*, pois a densidade deles é menor que a dos grãos de areia.

Figura 13. Quantidade de *pellets* encontrados nos pontos P1 a P10 (PA) e P11 a P20 (PP), respectivamente nas proximidades do porto do Pecém na coleta de 7 de julho de 2017.



Fonte: Próprio autor.

Figura 14. Quantidade de *pellets* encontrados nos pontos P1 a P10 (PA) e P11 a P20 (PP), respectivamente nas proximidades do porto do Pecém na coleta de 20 de agosto de 2017.



Fonte: Próprio autor.

As abundâncias relativas (itens/m²) de grânulos encontrados e a velocidade dos ventos nos meses de estudo estão apresentadas na tabela 5.

Tabela 5. Abundâncias relativas de grânulos encontrados nas praias adjacentes ao porto de Fortaleza e ao porto do Pecém e velocidade do vento nos meses de coleta.

	Abundância (<i>pellets</i> /m ²)			
	maio	junho	julho	Agosto
PA	13,3	14,7	12,0	4,9
PP	21,3	38,6	29,5	6,8
V (m/s)	0,85	0,7	1,25	5,27

Fonte: Próprio autor.

Acredita-se que a abundância relativa encontrada no mês de junho, seja consequência da velocidade dos ventos, com a menor média no período (0,70 m/s).

No que se diz respeito à abundância dos *pellets* em geral, os resultados encontrados aqui são consideravelmente inferiores aos de outras regiões do globo. Destacando Turner e Holmes (2011), que encontraram abundância de 150 *pellets*/m² (Ilha de Malta) e Carvalho *et al.* (2010) 1000 *pellets*/m² (Brasil). Estudos que se aproximam a este, foram realizados por Kusui e Noda (2003) no Japão, onde foi encontrada uma abundância de 53,7 *pellets*/m² e por Fernandino *et al.* (2015) em Salvador, que encontraram abundância entre 20-26 *pellets*/m².

É interessante observar que foram encontradas resinas em todos os pontos de PP, enquanto que, em PA, observou-se a ausência dos grânulos em determinados pontos. Este fato, sugere que a morfologia praias também exerce influência na deposição de *pellets*, já que eles tendem a se acumular na superfície e podem ser facilmente transportados pelo vento/ondas.

Por análise estatística foi verificado que a presença e a abundância dos *pellets* ao longo da faixa de areia foram regulares. Também foi possível indicar a semelhança dos dados das variáveis entre as amostras.

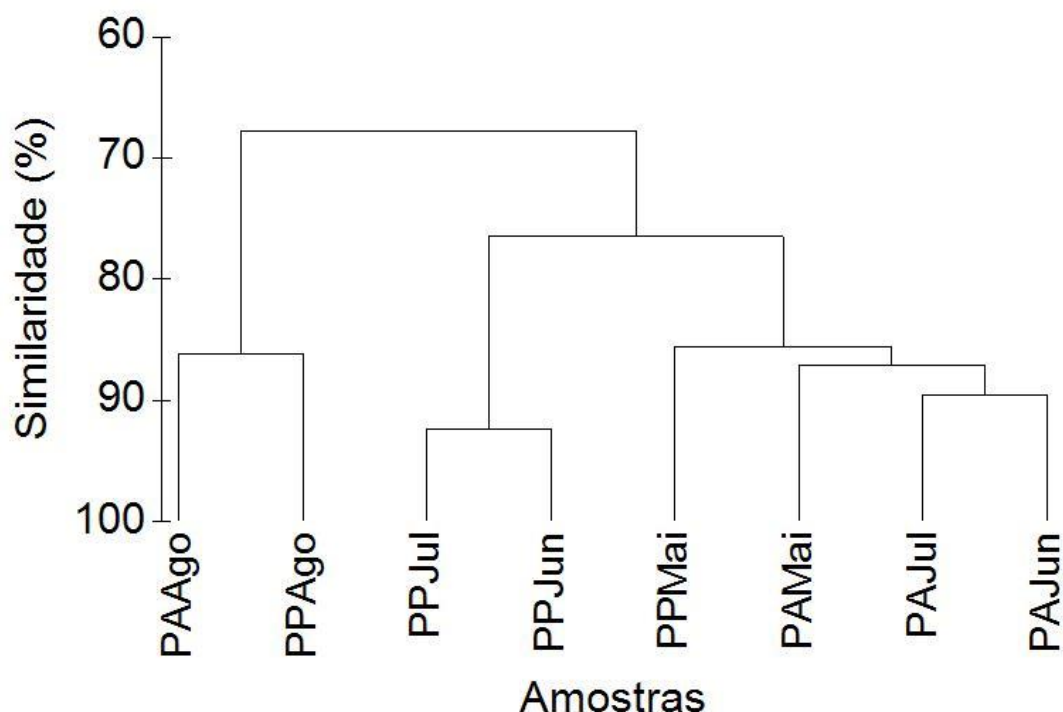
Inicialmente, quando realizado ponto por ponto separadamente, o resultado foi praticamente o mesmo, não havendo diferença estatística significativa. Porém, quando analisados todos os pontos de uma mesma área, em conjunto, (n = 40 para cada área), o resultado foi um bloco com os pontos em de maio, junho e julho, com quase 80% de similaridade (figura 15), e o mês de agosto em outro bloco.

Ainda que, para uma investigação em escala temporal fosse necessário um tempo maior de amostragem, cobrindo mais meses, por exemplo, os dados parecem indicar um

primeiro indício de que há uma mudança no padrão de abundância de *pellets* em agosto. Esta mudança pode estar relacionada, principalmente ao período em que há maior intensidade dos ventos na região estudada.

E, embora agosto tenha ficado em um bloco separado dos demais meses, os quatro meses em conjunto, ainda têm similaridade próxima a 70%, corroborando, a regularidade na abundância dos mesmos.

Figura 15. Similaridade nos valores de abundância dos pellets nos pontos agrupados das coletas dos meses de maio, junho, julho e agosto, nas adjacências do porto do Pecém.



Fonte: Próprio autor.

2.3.3 Caracterização geral dos *pellets*: morfologia, cor e classes

A morfologia, a quantidade e a frequência dos grânulos encontrados em PA e PP durante as coletas estão apresentadas nas tabelas 6 e 7. Foram observadas várias formas de grânulos (esférica, esférica achatada, cilíndrica, cilíndrica achatada, retangular, cúbica e irregulares) em ambas as áreas de coleta.

Tabela 6. Morfologia dos grânulos de PA com as respectivas quantidades em unidades e frequência (%) em cada mês de pesquisa.

	E	%	EA	%	C	%	CA	%	R	%	CÚB	%	IR	%
Maio	32	24	19	14	41	31	22	17	6	4	3	2	10	8
Junho	14	10	39	27	54	37	15	10	9	6	5	3	11	7
Julho	7	6	34	28	36	30	21	17	2	2	8	7	12	10
Agosto	0	0	8	16	16	33	12	25	4	8	5	10	4	8

Fonte: próprio autor. Legenda: E: esférica; EC: esférica achatada; C: cilíndrica; CA: cilíndrica achatada; R: retangular; CÚB: cúbica; IR: irregulares.

Tabela 7. Morfologia dos grânulos de PP com as respectivas quantidades em unidades e frequência (%) em cada mês de pesquisa.

	E	%	EA	%	C	%	CA	%	R	%	CÚB	%	IR	%
Maio	28	13	71	33	41	19	26	12	25	12	8	4	14	7
Junho	28	7	123	32	89	23	76	20	17	5	24	6	25	7
Julho	4	1	72	25	86	29	69	23	18	6	22	8	24	8
Agosto	1	2	20	29	16	24	22	32	2	3	3	4	4	6

Fonte: próprio autor. Legenda: E: esférica; EC: esférica achatada; C: cilíndrica; CA: cilíndrica achatada; R: retangular; CÚB: cúbica; IR: irregulares.

Em PA a maior porcentagem foi da forma cilíndrica em todos os meses, enquanto em PP foi esférica achatada (com exceção de julho). As formas cúbicas foram as menos constatadas tanto em PA quanto em PP, exceção em junho, em PP.

Assim como neste estudo, Shiber (1979) encontrou grânulos cilíndricos e esféricos, evidenciando a produção destes desde o século XX. Costa *et al.* (2010), mais recentemente, encontraram também as formas cilíndricas e esféricas, da mesma forma que Turner e Holmes (2011) detectaram formas cilíndricas, e ocasionalmente, cúbicas.

Poucos trabalhos descrevem morfologicamente os *pellets*, mesmo que, de acordo com Wright, Thompson e Galloway (2013), a forma possa influenciar a eficiência e a capacidade

de transferência de toxinas aos animais, independentemente da composição química e do diâmetro. Wright, Thompson e Galloway (2013) também afirmam que há certa seletividade alimentícia praticada por alguns organismos marinhos. Logo, esta descrição também é importante para o estudo.

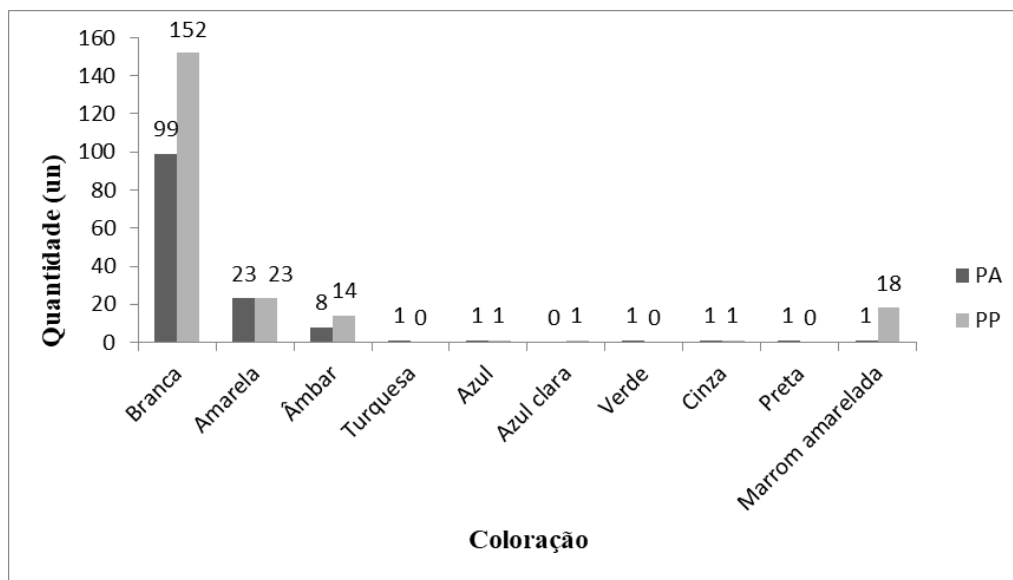
Os dados relativos ao código RGB na identificação das cores dos *pellets* estão na figura 16 e os dados referentes à coloração dos grânulos coletados estão representados nas figuras 17 a 20.

Figura 16. Referência de cores dos *pellets* encontrados de acordo com o código RGB.

Código RGB/Cor	Branca	Amarela	Âmbar	Vermelha	Turquesa	Azul	Azul clara
R	255	255	255	255	64	0	173
G	255	255	191	0	224	0	216
B	255	0	0	0	208	255	230
Código RGB/Cor	Verde lima	Verde amarelada	Cinza	Preto	Marrom	Marrom amarelada	Violeta
R	50	154	128	0	150	244	148
G	205	205	128	0	75	164	0
B	50	50	128	0	0	96	211

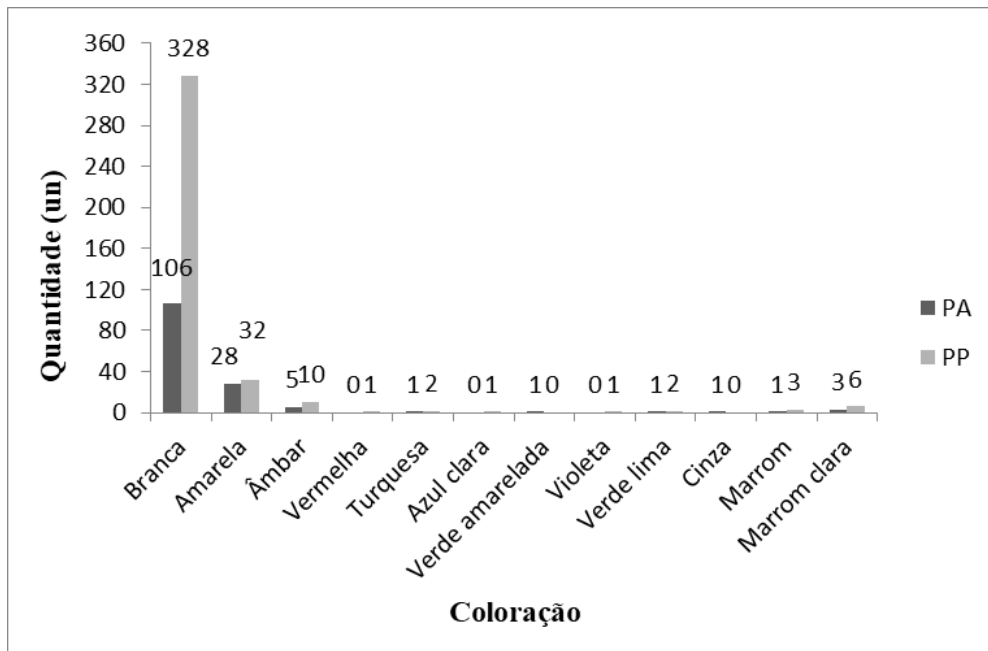
Fonte: Próprio autor. Legenda: R: *red*; G: *green*; B: *blue*.

Figura 17. Quantidade de *pellets*, por coloração com padrão RGB, nas coletas feitas nas proximidades do porto do Pecém em 7 e 8 de maio de 2017.



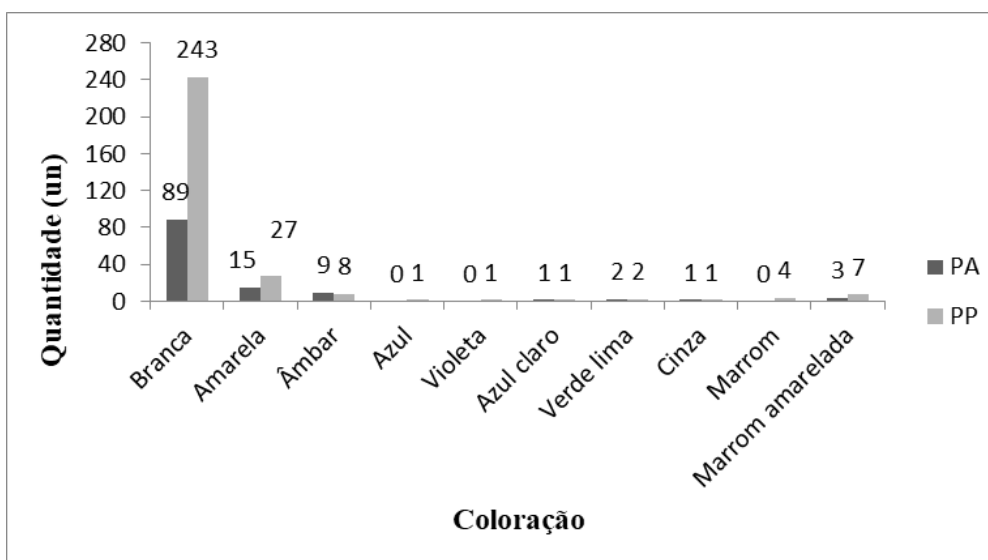
Fonte: Próprio autor.

Figura18. Quantidade de *pellets*, em relação à coloração com padrões RGB, na coleta feita nas proximidades do porto do Pecém em 4 de junho de 2017.



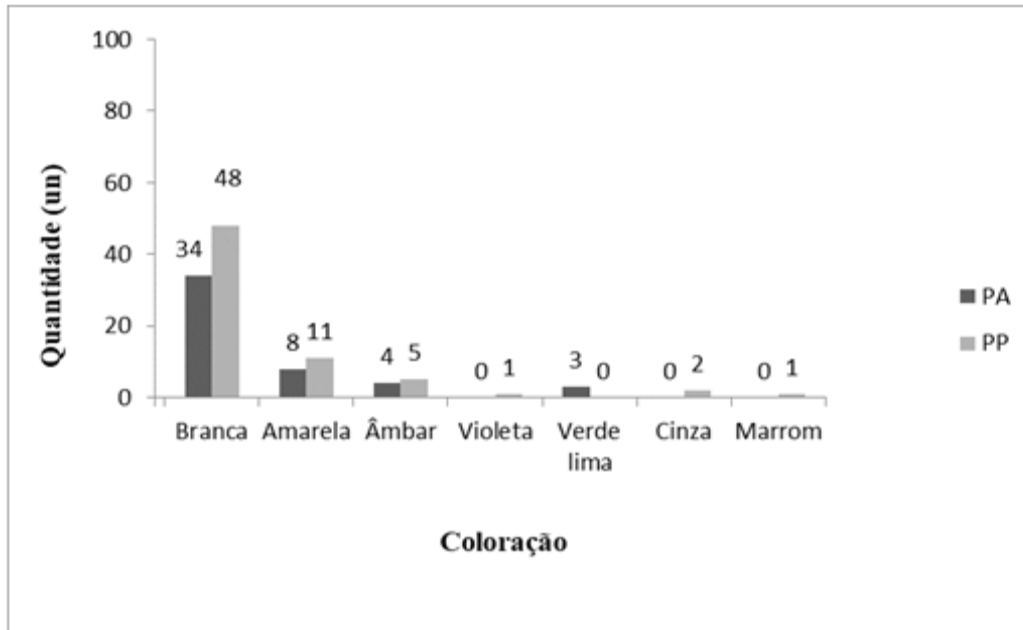
Fonte: Próprio autor.

Figura 19. Quantidade de *pellets*, em relação à coloração com padrões RGB, na coleta feita nas proximidades do porto do Pecém em 7 de julho de 2017.



Fonte: Próprio autor.

Figura20. Quantidade de *pellets*, em relação à coloração com padrões RGB, na coleta feita nas proximidades do porto do Pecém em 20 de agosto de 2017.



Fonte: Próprio autor.

Pellets com cores claras (branca, amarela e âmbar) foram encontrados em todas as coletas e foram os mais frequentes. A frequência de ocorrência deles está expressa na tabela 8.

Tabela 8. Frequência de ocorrência de pellets com cor branca, amarela e âmbar durante a pesquisa.

Mês	PA			PP		
	Branca	Amarela	Âmbar	Branca	Amarela	Âmbar
Maio	74%	17%	6%	72%	11%	7%
Junho	74%	19%	3%	85%	19%	3%
Julho	74%	12%	7%	83%	9%	3%
Agosto	70%	16%	8%	71%	16%	7%

Fonte: Próprio autor

Na tabela 8, observa-se que em PA e PP, os tons claros (branco, amarelo e âmbar) ocorreram de forma constante durante a pesquisa.

Pellets de cor branca são, normalmente, os mais produzidos pelas indústrias (EPA, 1992), pois, posteriormente, aditivos químicos podem facilmente ser adicionados à superfície das resinas, modificando sua coloração inicial. Vários estudos mostram que pellets de cor branca são os mais frequentemente encontrados em ambientes costeiros (SHIBER, 1979; KARAPANAGIOTI; KLONTZA, 2007; ISMAIL; ADILAH; NURULHUDHA, 2009; COSTA *et al.*, 2010; VEERASINGAM *et al.*, 2016)

Por outro lado, a coloração dos *pellets* de tons amarelados (amarelo e âmbar), podem ter se originado a partir do processo de oxidação por raios ultravioleta (UV) (KARAPANAGIOTI; KLONTZA, 2007; ISMAIL; ADILAH; NURULHUDA, 2009), tendo sua cor originalmente branca, modificada. Uma preocupação em relação à coloração âmbar é que, provavelmente ela também pode ser originada da transferência de compostos orgânicos para os *pellets* (KARAPANAGIOTI; KLONTZA, 2007).

Embora a maioria das resinas encontradas seja de cores claras, também existem pellets coloridos ou pigmentados, os quais, neste trabalho, foram encontrados em minoria e representaram apenas 5,34% do total em PA e 5,70% em PP. Normalmente, grânulos pigmentados não têm muita importância, pois estão presentes em quantidades irrisórias (ENDO *et al.*, 2005).

A separação e identificação dos grânulos plásticos em cores é um fator importante, devido ao fato que alguns organismos aquáticos ingerem alimentos por seleção de cores (ENDO *et al.*, 2005). Existem evidências de que aves marinhas selecionam formas e cores específicas de plástico e, geralmente são os de coloração branca ou amarela (FOTOPOULOU; KARAPANAGIOTI, 2012). Este comportamento também é comum entre outros animais, como peixes e tartarugas (FOTOPOULOU; KARAPANAGIOTI, 2012).

Em um estudo realizado por 14 anos com aves marinhas, relatou-se que plásticos de vários tipos (incluindo resinas) de tons claros e brancos foram ingeridos pelas 38 espécies estudadas (MOSES; LEE, 1992). Ainda de acordo com Moses e Lee (1992), as espécies consumiram mais frequentemente as cores claras do que escuras.

Outros trabalhos mais recentes também relatam a presença de *pellets* no intestino de animais. Miranda e Carvalho-Souza (2016), por exemplo, encontraram *pellets* de tons brancos a amarelados em sete indivíduos de duas espécies da costa brasileira. Tourinho *et al.* (2010) também encontraram maior quantidade de resinas brancas no intestino de aves e tartarugas marinhas realizado no sul do Brasil. Nas aves, os *pellets* brancos representaram 60% do total, enquanto que nas tartarugas foi de 33%.

Choy e Drazen (2013), apesar de não terem estudado *pellets*, detectaram a presença de partículas plásticas brancas no intestino de várias espécies de peixes do oceano pacífico norte. Portanto, a relação entre coloração de resinas e ingestão pelos animais é uma questão preocupante para a comunidade científica.

A caracterização dos grânulos em classes, resultou em um total de 170 classes identificadas. Estas classes foram dispostas em ordem numérica crescente (APÊNDICE A). A divisão e a caracterização das classes deste trabalho podem fornecer dados sobre os tipos de resinas existentes, visto que, na literatura levantada para este trabalho não existe nenhuma classificação deste tipo.

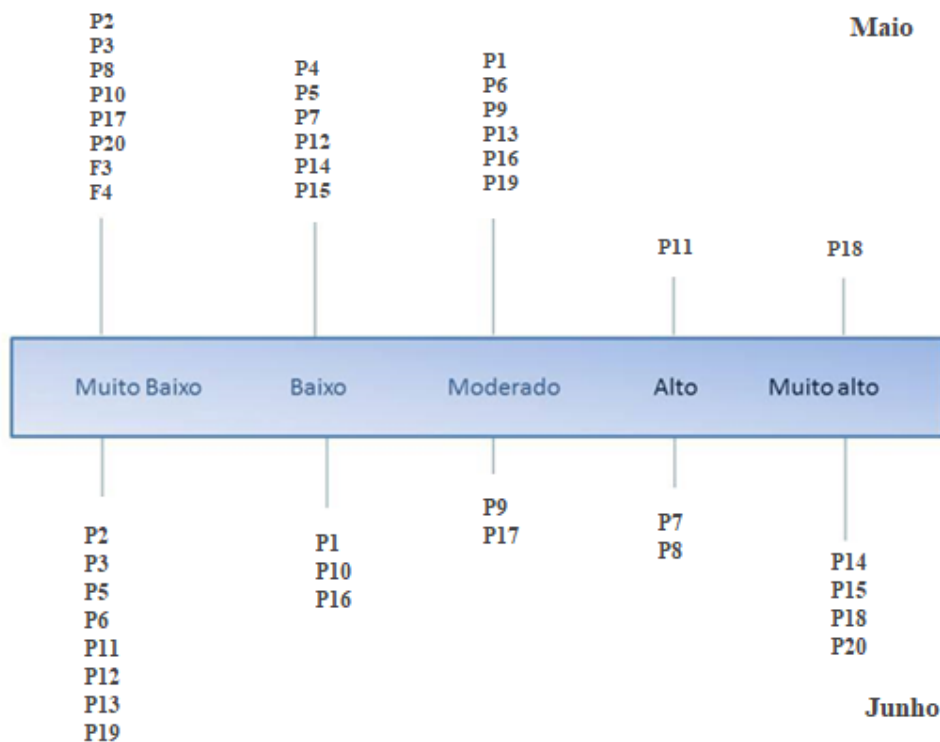
Ao analisar as categorias, verificou-se a existência de grânulos com diâmetro de 6 mm (classes 139,143,148 e 155) e 8 mm (classe 159), estando, portanto, fora dos padrões habituais. Embora, os *pellets* sejam classificados frequentemente como grânulos com diâmetro de 1 a 5 mm, as resinas com 6 e 8 mm encontradas possuem características que podem ser classificadas perfeitamente como resinas termoplásticas tanto em forma, como em cor e transparência, assemelhando-se às demais classes.

2.3.4 Índice de poluição por *pellets*

O IPP foi calculado para 41 pontos dos PA, PP e FA, considerando as duas coletas. Não foi possível calcular o IPP para os pontos em que não foram identificados *pellets*, uma vez que o índice considera o grau de poluição para IPP maior que zero.

Então, o grau de poluição obtido para cada ponto da faixa de praia de maio e junho está ilustrado na figura 21. O índice de poluição na maioria dos pontos (39%), foi muito baixo. Os percentuais aproximados dos graus baixo e moderado foram de 22% e 20%, respectivamente. Em junho, foram considerados dois pontos com nível “alto” e quatro com nível “muito alto”, representando 7% e 12% do total, respectivamente.

Figura 21. Classificação do grau de poluição dos pontos dos PA, PP e FA nos meses de maio e junho de 2017.



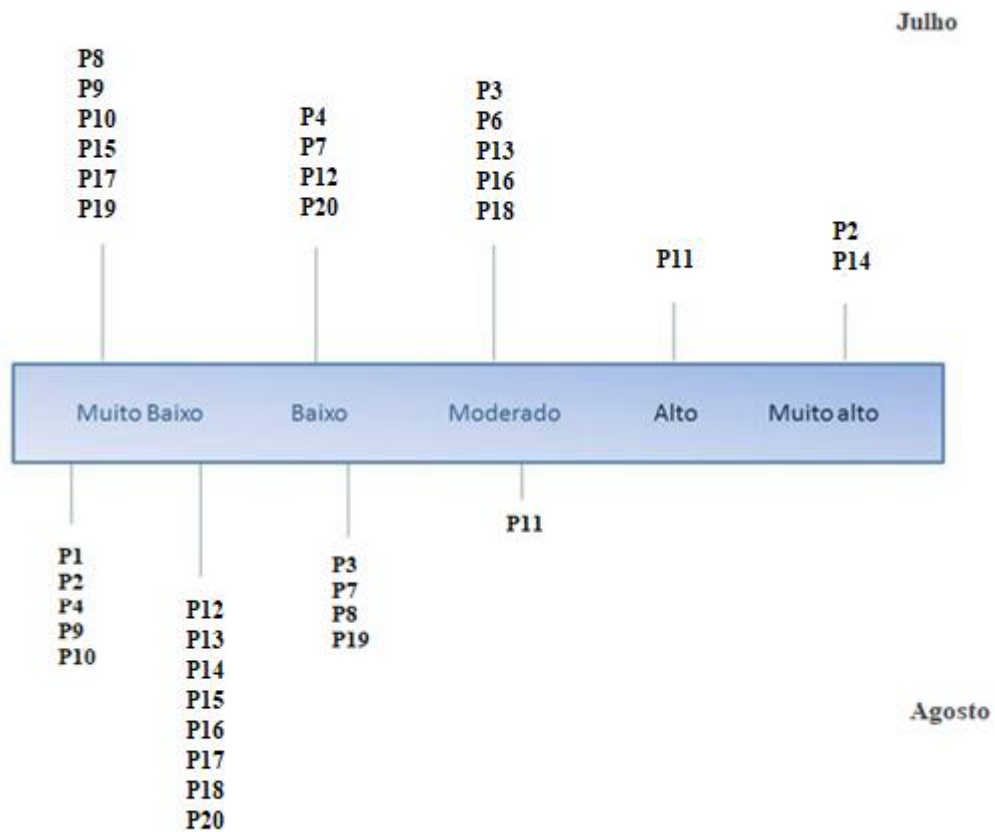
c

Fonte: Próprio autor. Legenda: PA (P1 a P11); PP (P11 a P20); FA (F3 e F4)

No mês de junho, houve um aumento de pontos classificados como “alto” e “muito alto” em relação ao mês anterior, enquanto para a classificação “moderada” houve um decréscimo de seis para dois pontos.

Em relação aos meses seguintes, julho e agosto, foi calculado o IPP para 37 pontos e o grau de poluição está representado na figura 22. Considerando ambos os meses, o maior percentual (53%) foi para o índice “muito baixo”, seguido pelo “baixo” (22%), acompanhando o mesmo padrão de maio e junho. As classificações “moderada”, “alta” e “muito alta”, representaram 17%, 3% e 5% do total, nessa ordem.

Figura 22. Classificação do grau de poluição pontos dos PA e PP nos meses de julho e agosto de 2017.



Fonte: Próprio autor. Legenda: PA (P1 a P11); PP (P11 a P20); FA (F3 e F4)

Em todas as coletas foram encontrados todos os tipos de classificações, com exceção do mês de agosto, que não apresentou nenhum ponto com grau de poluição “alto” e “muito alto”, devido à menor quantidade ou ausência de *pellets* em alguns pontos. É interessante observar que 85,7% dos pontos pertencentes à categoria máxima de poluição são do PP, ou seja, estão sob influência da corrente, que provavelmente os direciona de leste para oeste.

No geral, os resultados apontam que a maioria dos pontos amostrados não está poluída. Esses resultados assemelham-se aos encontrados por Fernandino *et al.* (2015), que constataram que 75% dos locais amostrados apresentaram grau de poluição “muito baixo”, seguidos pelas categorias “baixo”, “moderada” e “alta”, como neste estudo. Entretanto,

nenhum local amostrado por eles foi caracterizado como grau de poluição considerado “muito alto”, ao contrário do que se observa aqui, onde foram encontrados sete locais com IPP muito acima de três, caracterizando o local como muito poluído.

Os resultados podem ainda mostrar que o grau de poluição é variável ao longo de uma faixa de praia, devido à distribuição irregular de *pellets*, que depende de uma série de fatores, uma vez que estão relacionados aos processos oceanográficos de determinada área (LAW *et al.*, 2010). Por isso é importante realizar um estudo amplo dos processos oceanográficos para relacionar com o grau de poluição e distribuição dos grânulos em praias arenosas.

No levantamento bibliográfico realizado para esta pesquisa, não foi encontrado nenhum registro que utilizasse o IPP para classificar uma praia quanto ao índice de poluição, a não ser o de Fernandino *et al* (2015), o qual foi usado como referência. Porém, é possível calcular o índice para outros trabalhos e fazer uma comparação mais precisa, contanto que sejam fornecidos os dados de números de *pellets* encontrados e as dimensões da área de coleta.

Para isso, foi calculado o IPP para outros estudos de algumas localidades do mundo (tabela 9).

Tabela 9. Classificação do grau de poluição de estudos em alguns locais. Os pontos amostrais estão em ordem crescente de acordo com cada estudo.

Área de estudo	Número de pontos/locais amostrados	Classificação do grau de poluição	Referência
Recife - Brasil	1	Muito baixo	Costa <i>et al.</i> , 2010
Fernando de Noronha – Brasil	1	Moderado	Ivar do Sul; Spengler; Costa, 2009
		Muito baixo	
		Muito baixo	
		Muito baixo	
		Muito baixo	
Ilha de Malta	8	Muito baixo	Turner; Holmes, 2011
		Muito baixo	
		Baixo	
		Muito baixo	
		Muito baixo	

Tabela 9. Classificação do grau de poluição de estudos em alguns locais. Os pontos amostrais estão em ordem crescente de acordo com cada estudo.

		Muito alto	
		Muito baixo	
		Muito alto	
	9*	Baixo	McDermid; McMullen, 2004
Havaí - EUA		Muito alto	
		Muito alto	
		Muito baixo	
Punta del Este – Uruguay	1	Muito baixo	Lozoya <i>et al.</i> , 2016
		Baixo	
		Baixo	
		Baixo	Ismail; Adilah;
Selangor - Malásia	6	Baixo	Nurulhudha, 2009
		Moderado	

*Não foram encontrados *pellets* em um dos pontos amostrais.

A partir do exposto, observa-se que em alguns outros estudos, a categoria “muito baixo” e “baixo” prevalece, e que um IPP de maior grau é mais raro. Portanto o estudo em questão possui resultados semelhantes a outros, mesmo que em diferentes localidades. Com isso, o IPP possibilita a padronização dos resultados e possibilita a comparação entre outros estudos (FERNANDINO *et al.*, 2015).

2.4 CONCLUSÕES

A utilização do método de coleta de *pellets* na linha de maré alta mais recente possibilitou a detecção dos mesmos nos sedimentos das proximidades do porto do Pecém, enquanto que, próximo ao porto de Fortaleza, provavelmente devido ao sistema de correntes da região, não foram detectados *pellets* na maior parte das coletas.

Para a eficácia desses métodos, deve-se existir condições ideais para o acúmulo de resinas, pois, a característica morfológica da praia irá influenciar a aglomeração não de grânulos, conseqüentemente a presença deles. Portanto, é também, imprescindível considerar dados de corrente, vento, chuva e maré para determinar locais de amostragem adequados e também para a interpretação dos resultados.

Outra conclusão a ser feita sobre a presença de *pellets* é que, nem sempre regiões portuárias são a principal fonte de *pellets* para praias adjacentes, sendo, mais uma vez, necessário recorrer às variáveis ambientais.

Com os *pellets* coletados, foi possível realizar a quantificação e caracterização dos grânulos manualmente e a olho nu, além de ter sido elaborada uma classificação com 170 classes de *pellets* diferentes.

A partir da quantificação dos *pellets*, foi possível calcular e determinar o IPP para 78 pontos dos 160 amostrados e determinar se a faixa de praia está poluída ou não. E, apesar de terem sido encontrados grânulos de forma regular ao longo da área de São Gonçalo do Amarante, as faixas de praia próximas ao porto do Pecém são consideradas somente 8,58% com nível de poluição alto ou muito alto. Portanto, seria necessária maior abundância de resinas para que o grau de poluição fosse maior.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, M. F. C. **Zona costeira do Pecém:** de colônia de pescador a região portuária. 2005. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2005.

ACAMPORA, H.; BERROW, S.; NEWTON, S.; O'CONNOR, I. Presence of plastic litter in pellets from Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in Ireland. **Marine Pollution Bulletin**, v. 117, n. 1–2, p. 512–514, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.015>>

AMARANTE, O. A C., BROWE, M., ZACK, J., SÁ, L. A. *Atlas do Potencial Eólico Brasileiro*. 44, 2001. Disponível em: <http://www.cresesb.cepel.br/publicacoes/download/atlas_eolico/Atlas%20do%20Potencial%20Eolico%20Brasileiro.pdf> Acesso em 23 jun. 2017.

BELLAS, J.; MARTÍNEZ-ARMENTAL, J.; MARTÍNEZ-CÁMARA, A.; BESADA, V.; MARTÍNEZ-GÓMEZ, C. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 55–60, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.026>>.

BURUAEM, L. M.; PETTI, M. A. V.; DE SOUZA ABESSA, D. M. Soft-bottom polychaetes from the Brazilian harbors of mucuripe and pecém (state of Ceará) and Santos (state of São Paulo). **Check List**, v. 11, n. 4, 2015.

CABRAL. F. P. **Microplásticos no ambiente marinho. Mapeamento de fontes e identificação de mecanismos de gestão para minimização da perda de pellets plásticos**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo - Instituto Oceanográfico. São Paulo, 2014.

CARPENTER, E. J.; ANDERSON, S. J.; HARVEY, G. R.; MIKLAS, H. P.; PECK, B. B. Polystyrene Spherules in Coastal Waters. **Science (New York, N.Y.)**, v. 178, n. 62, p. 750–753, 1972.

CARUSO JR. (2011). Relatório de Impacto Ambiental - RIMA- Terminal Marítimo de

Passageiros do Porto de Fortaleza-CE. Disponível em <http://www.semace.ce.gov.br/wp-content/uploads/2011/09/RIMA-Terminal-Mucuripe.pdf>.

CHOY, C. A.; DRAZEN, J. C. Plastic for dinner? Observations of frequent debris ingestion by pelagic predatory fishes from the central North Pacific. **Marine Ecology Progress Series**, v. 485, p. 155–163, 2013.

CLARKE, K.R.; GORLEY, R. N. **PRIMER** (v6): User manual/tutorial, PRIMER-E, Plymouth UK, 192 p., 2006.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GOODHEAD, R.; MOGER, J.; GALLOWAY, T. S. Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 12, p. 6646–6655, 2013.

COSTA, M. F.; IVAR DO SUL, J. A.; SILVA-CAVALCANTI, J. S.; ARAÚJO, M. C. B.; SPENGLER, Â.; TOURINHO, P. S. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: A snapshot of a Brazilian beach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 168, n. 1–4, p. 299–304, 2010.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris : a review. v. 44, p. 842–852, 2002.

DE SOUZA PINHEIRO, Lidriana; DE MORAIS, Jäder Onofre; MAIA, Luis Parente. The beaches of Ceará. In: **Brazilian Beach Systems**. Springer International Publishing, 2016. p. 175-199.

DHN. (2017). *Previsões de Marés - Máximas e Mínimas diárias*. Acesso em 14 de Outubro de 2017, disponível em <http://www.mar.mil.br/dhn/chm/box-previsaomare/tabuas/>.

EPA – United States Environmental Protection Agency. Plastic pellets in the aquatic environment: sources and recommendations – final report. Office of Water (WH – 556F). P. 108, 1993.

ERIKSEN, M.; LEBRETON, L. C. M.; CARSON, H. S.; THIEL, M.; MOORE, C. J.; BORERRO, J. C.; GALGANI, F.; RYAN, P. G.; REISSER, J. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. **PLoS ONE**, v. 9, n. 12, p. 1–15, 2014.

FERNANDINO, G.; ELLIFF, C. I.; SILVA, I. R. How many pellets are too many? The pellet pollution index as a tool to assess beach pollution by plastic resin pellets in Salvador, Bahia, Brazil. **Journal of Integrated Coastal Zone Management** v. 15, n. 3, p. 325–332, 2015.

FERREIRA, Ó.; FACHIN, S.; COLI, a B.; TABORDA, R.; DIAS, J. A.; LONTRA, G. Study of Harbour Infilling using Sand Tracer Experiments. v. 289, n. 36, p. 283–289, 2002.

FRIAS, J. P. G. L.; SOBRAL, P.; FERREIRA, A. M. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 11, p. 1988–1992, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.030>>.

FOTOPOULOU, K. N.; KARAPANAGIOTI, H. K. Surface properties of beached plastic pellets. **Marine Environmental Research**, v. 81, p. 70–77, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.08.010>>.

GESAMP (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment. (KERSHAW, P.J.; ROCHMAN, C.M.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UM/UNEP/UNDP). Joint Group of Experts on the scientific Aspects of Marine Environmental Protection) Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p.

GREGORY, Murray. ANDRADY, Anthony. **Plastics in the marine environment**. In: Andrady, A.L. (Ed.), *Plastics and the Environment*. John Wiley e Sons, Inc., New Jersey, pp. 379-401, 2003.

HIDALGO-RUZ, V.; THIEL, M. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. **Marine Environmental Research**. V. 87-88, p. 12-18, 2013.

HIDALGO-RUZ, V.; GUTOW, L.; THOMPSON, R. C.. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. **Science e Technology**, v. 46, p. 3060–75, 2012.

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. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1683–1692, 2011. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>>.

INPH/SEP. (2014). Anteprojeto de Dragagem de Manutenção do Terminal de Passageiros e Adequação do Acesso Aquaviário ao Porto de Fortaleza / CE. Rio de Janeiro.

ISMAIL, A.; ADILAH, N. M. B.; NURULHUDHA, M. J. Plastic pellets along Kuala Selangor-Sepang coastline. **Malays. Appl. Biol**, v. 38, p. 85-88, 2009.

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

IVAR DO SUL, J. A.; SPENGLER, Â.; COSTA, M. F. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 8, p. 1236–1238, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.004>>.

KARAPANAGIOTI, H. K.; KLONTZA, I. Investigating the Properties of Plastic Resin Pellets Found in the Coastal Areas of Lesbos Island. **Global NEST Journal**, v. 9, n. 1, p. 71–76, 2007.

KUSUI, T. NODA, M. Internacional survey on the distribution of stranded and buried litter on beaches along the sea of Japan. **Marine Pollution Bulletin**. V. 47. P 175-179, 2003.

LOZOYA, J. P.; TEIXEIRA DE MELLO, F.; CARRIZO, D.; WEINSTEIN, F.; OLIVERA, Y.; CEDRÉS, F.; PEREIRA, M.; FOSSATI, M. Plastics and microplastics on recreational beaches in Punta del Este (Uruguay): Unseen critical residents? **Environmental Pollution**, v. 218, p. 931–941, 2016.

MAGALHAES, G.; ZANELLA, M. Comportamento climático da região metropolitana de Fortaleza (dynamics of climate of Metropolitan Region of Fortaleza). **Revista Mercator**, p. 129–145, 2011.

MAIA, L.P., JIMENEZ, J.A. RAVENTOS, J.S.MORAIS J.O. The coastline of Fortaleza city. A product of environmental impacts caused by the Mucuripe harbor. **Arquivos de Ciências do Mar** . v. 31(1–2) p. 93–100, 1998.

MANZANO, A.B. **Distribuição, taxa de entrada, composição química e identificação de**

fonte de grânulos plásticos na enseada de Santos, SP, Brasil. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo - Instituto Oceanográfico. São Paulo, 2009.

MATO, Y.; ISOBE, T.; TAKADA, H.; KANEHIRO, H.; OHTAKE, C.; KAMINUMA, T. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 2, p. 318–324, 2001. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es0010498>>.

MARINO, M. T. R. D.; FREIRE, G. S. S.; HORN FILHO, N. O. Variações granulométricas ao longo da costa da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 13, n. April, p. 267–282, 2013.

MCDERMID, K. J.; MCMULLEN, T. L. Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 7–8, p. 790–794, 2004.

MDIC. Ministério do Desenvolvimento Indústria e Comércio. Sistema de Análise das Informações de Comércio Exterior AliceWeb. Disponível em: <<http://aliceweb.mdic.gov.br/>>. Acesso em 01 de janeiro de 2018.

MENEZES, E. A. *et al.* Airborne fungi isolated from Fortaleza City, State of Ceará, Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de Sao Paulo**, v. 46, n. 3, p. 133–137, 2004.

MIRANDA, D. de A.; DE CARVALHO-SOUZA, G. F. Are we eating plastic-ingesting fish? **Marine Pollution Bulletin**, v. 103, n. 1–2, p. 109–114, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.035>>.

MORAIS, J. O. Processos de Assoreamento do Porto do Mucuripe. Fortaleza: **Arq. Ciên. Mar**, v.12, n.2, dezembro, 1972. p. 139-149.

MOREIRA, F. T.; BALTHAZAR-SILVA, D.; BARBOSA, L.; TURRA, A. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 313–321, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.006>.

MOSER, M. L.; LEE, D. S. A fourteen-year survey of plastic ingestion by western North Atlantic seabirds. **Colonial Waterbirds**, p. 83-94, 1992.

NETO, G. F. A. **Ocorrência, Distribuição e Grau de Poluição por Pellets, Lixo de Praia e**

Lixo Bentônico nas Praias do Município de Salvador, Bahia, Brasil. 2014. Dissertação de mestrado (mestrado em geologia). Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2014.

NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. Marine Debris Monitoring and Assessment: Recommendations for Monitoring Debris Trends in the Marine, 2013.

Information on marine debris. Office of Response and Restoration: NOAA's National Ocean Service. Disponível em: <file:///C:/Users/Clara/Documents/Mestrado/Pesquisa%20Clara/TechnicalMemoMDMonitoringAssessment.pdf>. Acesso em 01 de janeiro de 2017.

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.; WEERTS, S.; MCCLURG, T.; BURREN, E.; SMITH, W.; VELKENBURG, M. Van; LANG, J. S.; LANG, R. C.; LAURSEN, D.; DANNER, B.; STEWARDSON, N.; THOMPSON, R. C. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 10, p. 1437–1446, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>>.

SHIBER, J. G. Plastic pellets on the coast of Lebanon. **Marine Pollution Bulletin**, v. 10, n. 1, p. 28–30, 1979.

SHIBER, J. G. Plastic Pellets on Spain Costa del Sol Beaches. **Marine pollution bulletin**, v. 13, n. 12, p. 409–412, 1982.

SHIBER, J. G. Plastic pellets and tar on Spain's Mediterranean beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 2, p. 84–86, 1987.

SILVA, P. P. G. **Contaminação e toxicidade de microplásticos em uma área de proteção marinha costeira.** 2016. Dissertação (Mestrado em engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo – Escola de Engenharia. São Paulo, 2016.

SILVA, J. B.; DANTAS, E. W. C.; ZANELLA, M. E.; MEIRELES, A. J. A.e. **Litoral e Sertão:** natureza e sociedade no nordeste brasileiro – Fortaleza: Expressão Gráfica, p. 446, 2006.

TAKADA, H. Call for pellets! International Pellet Watch Global Monitoring of POPs using beached plastic resin pellets. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 12, p. 1547–1548, 2006.

TSOAR, H.; LEVIN, N.; PORAT, N.; MAIA, L. P.; HERRMANN, H. J.; TATUMI, S. H.; CLAUDINO-SALES, V. The effect of climate change on the mobility and stability of coastal sand dunes in Ceará State (NE Brazil). **Quaternary Research**, v. 71, n. 2, p. 217–226, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.yqres.2008.12.001>>.

TOURINHO, P. S.; IVAR DO SUL, J. A.; FILLMANN, G. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 3, p. 396–401, 2010.

TURNER, A.; HOLMES, L. Occurrence, distribution and characteristics of beached plastic production pellets on the island of Malta (central Mediterranean). **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 2, p. 377–381, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.09.027>>.

TURRA, A.; MANZANO, A. B.; DIAS, R. J. S.; MAHIQUES, M. M.; BARBOSA, L.; BALTHAZAR-SILVA, D.; MOREIRA, F. T. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. **Scientific Reports**, v. 4, p. 1–7, 2014. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/srep04435>>.

VEERASINGAM, S.; MUGILARASAN, M.; VENKATACHALAPATHY, R.; VETHAMONY, P. Influence of 2015 flood on the distribution and occurrence of microplastic pellets along the Chennai coast, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 196–204, 2016.

WESSEL, C. C.; LOCKRIDGE, G. R.; BATTISTE, D.; CEBRIAN, J. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 178–183, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.002>>.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483–492, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>>.

CAPÍTULO 3

IDENTIFICAÇÃO POLIMÉRICA DE *PELLETS* DA ÁREA PORTUÁRIA DO PECÉM-CEARÁ

RESUMO

Plásticos são materiais com variadas utilidades. Eles são polímeros orgânicos sintéticos ou naturais utilizados pela indústria em uma gama de produtos. Os *pellets* são polímeros na forma de grânulos e são os mais utilizados na indústria como matéria prima. Os tipos de polímeros mais comuns produzidos pela indústria são PP, PET, PEAD, PEBD PEAD, PVC e PS. A densidade é específica para cada tipo de polímero, porém elas podem variar caso haja acréscimo de aditivos químicos durante a fabricação. Para identificar os tipos de polímeros podem ser utilizadas técnicas de espectroscopia de imagem e de densidade. Portanto, o objetivo deste trabalho foi identificar e comparar a composição polimérica de *pellets* coletados em uma área portuária por dois métodos: densidade e espectroscopia. Foram realizadas quatro coletas (maio a junho de 2017) na área portuária do Pecém-CE. Coletou-se sedimentos de 10 pontos de áreas adjacentes ao porto do Pecém (PA e PP), na linha de maré alta mais recente a ~ 3 cm de profundidade. O sedimento foi colocado em baldes, e os *pellets* foram separados por diferença de densidade. Em laboratório foram lavados, secos, quantificados e guardados. Determinou-se a composição polimérica dos *pellets* por dois métodos: O de separação simples por densidade, que utilizações soluções alcoólicas (álcool etílico e água, $d = 0,93 \text{ g/cm}^3$ e $0,91 \text{ g/cm}^3$) e água doce ($d = 1 \text{ g/cm}^3$), onde os grânulos foram submergidos e devidamente classificados. O segundo foi por espectroscopia de imagem, realizado com sensor de imagem hiperespectral HySpex SWIR 320m-e. Para identificar o tipo de polímero, utilizou-se uma biblioteca espectral com espectros de referência para identificação da imagem dos polímeros mais comuns através do programa *algorithm*. Pelo método de espectroscopia, 73,75% foram PE, 24,28% PP e 0,07% PA. No de densidade 71,56% foram PE e 28,44% PP. O erro percentual entre os dois métodos variou de 13,33% a 23,75% para PP e 0,29 a 5,64% para PE. A análise estatística não mostrou diferença significativa entre os métodos (test t $p = 0,125$), no intervalo de confiança $p < 0,05$. Portanto, conclui-se que os tipos de polímeros mais comuns foram PE e PP e ambos os métodos podem ser utilizados para identifica-los, contanto que suas características sejam conhecidas previamente.

Palavras-chave: 1. Espectroscopia de imagem 2. Separação por densidade 3. Polietileno

POLYMERIC IDENTIFICATION OF PELLETS IN PECÉM-CEARÁ HARBOUR

AREA

ABSTRACT

Plastics are materials with varied utilities. They are synthetic or natural organic polymers used by the industry in a range of products. Pellets are polymers in the form of granules and are the most used in the industry as raw material. The most common types of polymers produced by the industry are PP, PET, HDPE, HDPE HDPE, PVC and PS. The density is specific for each type of polymer, however, they may vary if there are additions of chemical additives during manufacture. To identify the polymer types, imaging and density spectroscopy techniques may be used. Therefore, the objective of this work was to identify and compare the polymer composition of pellets collected in a port area by two methods: density and spectroscopy. Four sampling (May to June 2017) were carried out in the Pecém-CE port area. Sediments of 10 points of adjacent areas to the port of Pecém (PA and PP) were collected at the most recent high tide line at ~ 3 cm depth. The pellet was placed in buckets, and the pellets were separated by density difference. In the laboratory they were washed, dried, quantified and stored. The polymer composition of the pellets was determined by two methods: single density separation, which uses alcoholic solutions (ethyl alcohol and water, $d = 0.93 \text{ g / cm}^3$ and 0.91 g / cm^3) and fresh water ($d = 1 \text{ g / cm}^3$), where the granules were submerged and properly classified. The second was by image spectroscopy, performed with hyperspectral image sensor HySpex SWIR 320m-e. To identify the polymer type, a spectral library with reference spectra was used to identify the most common polymers image through the algorithm program. By the spectroscopy method, 73.75% were PE, 24.28% PP and 0.07% PA. In the density 71.56% were PE and 28.44% PP. The percentage error between the two methods ranged from 13.33% to 23.75% for PP and 0.29 to 5.64% for PE. The statistical analysis showed no significant difference between the methods (test $t p = 0.125$), in the confidence interval $p < 0.05$. Therefore, it is concluded that the most common polymer types were PE and PP and both methods can be used to identify them, as long as their characteristics are known in advance.

Keywords: 1. Image spectroscopy 2. Density separation 3. Polyethylene

3.1 INTRODUÇÃO

Os materiais plásticos são cada vez mais utilizados em todo o mundo, e estima-se que desde 2014 a produção global superou trezentos milhões de toneladas por ano (PLASTICEUROPE, 2016). Os plásticos são polímeros orgânicos que podem ser facilmente moldados em diferentes formas e produtos para diversas finalidades (DERRAIK, 2002; WORM *et al.*, 2017).

Os polímeros orgânicos podem ser tanto naturais quanto sintéticos. Os polímeros sintéticos são amplamente utilizados pela indústria, principalmente na forma de grânulos (WILBER, 1987; EPA, 1992; LAW *et al.*, 2010), também conhecidos como *pellets* ou resinas termoplásticas.

Os polímeros sintéticos mais comuns são: polipropileno (PP), politereftalato de etileno (PET), polietileno de alta densidade (PEAD), baixa densidade (PEBD) e baixa densidade linear (PEAD), o policloreto de vinila (PVC), poliestireno (PS) e poliamida (PA) (ANDRADY; NEAL, 2009). Com exceção da poliamida, estes são os polímeros mais produzidos pela indústria (ANDRADY; NEAL, 2009; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013; BOGFJELLMO, 2016; WORM *et al.*, 2017).

A densidade padrão varia para cada tipo de polímero, a do PE pode variar de 0,92 a 0,97 g/cm³ e do PP de 0,85 a 0,94 g/cm³ (BROWNE, 2010; ANDRADY, 2011). Por outro lado, a densidade do PET é 1,37g/cm³, a do PVC é 1,38 g/cm³ (FELDMAN; BARBALATA, 1996), do PS é cerca de 1,00 g/cm³ (BROWNE, 2010) e do PA é 1,15 g/cm³ (WESSEL *et al.*, 2016). Polímeros com densidade maior que 1 g/cm³ tendem a submergir em água do mar, enquanto os que tem densidade menor, irão flutuar.

Entretanto, a densidade dos polímeros pode mudar dependendo do tipo e do processo de fabricação (BROWNE, 2010), pois frequentemente, acrescentam-se aditivos (plastificantes) durante a fabricação, e estes podem causar mudança na densidade do polímero (EPA, 1992; HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012). Plastificantes/aditivos usualmente utilizados são os ftalatos e nonilfenóis (TEUTEN *et al.*, 2009).

A dinâmica dos diferentes polímeros na coluna d'água pode causar impactos ambientais negativos à fauna, principalmente devido à sua composição química (WORM *et al.*, 2017). Muitos estudos mostram que os *pellets* podem acumular compostos orgânicos persistentes por adsorção, como hidrocarbonetos aromáticos (HPAs) e bifenilas policloradas (PCBs) (RICE; GOLD, 1984; OGATA *et al.*, 2009; TEUTEN *et al.*, 2009; HESKETT *et al.*,

2012; MIZUKAWA *et al.*, 2013; YEO *et al.*, 2015; LE *et al.*, 2016). Caso essas substâncias sejam assimiladas pelos animais, podem modificar o funcionamento normal das células deles e interromper o sistema endócrino (TEUTEN *et al.*, 2009).

De acordo com Teuten *et al.* (2009), modelos matemáticos e experimentos mostram que alguns tipos de polímeros acumulam mais contaminantes orgânicos do que outros, como o PE, que acumula mais PCB do que PP e PVC, por exemplo (TEUTEN *et al.*, 2009).

Para identificar o tipo de polímeros existem alguns métodos utilizados, como o de separação por densidade (SPINACÉ; PAOLI, 2005; HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012) e de espectroscopia vibracional (ex. infravermelho e Raman) (UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017).

O método de densidade é simples e baseia-se na diferença de densidade entre os diversos polímeros, porém não é adequada quando há adição de aditivos que modificam a composição original do polímero e conseqüentemente a densidade (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012).

Por outro lado, técnicas de espectroscopia vibracional são melhores para determinar o tipo do polímero analisado (IMHOF *et al.*, 2013), já que elas funcionam por irradiação das amostras com infravermelho ou laser monocromático e determinam como as ligações químicas das amostras vibram à medida que refletem ou absorvem a luz do espectro (UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017). Essa análise resulta em uma imagem espectral que deve ser combinada com uma biblioteca de espectros padrão para determinar o tipo de polímero (COLE *et al.*, 2011; VIANELLO *et al.*, 2013; BOGFJELLMO, 2016).

Os dois métodos têm vantagens e desvantagens, o que torna importante a escolha adequada do método correto para a identificação de polímeros (AMIGO; BABAMORADI; ELCOROARISTIZABAL, 2015). De acordo com Manzano (2009), identificação do tipo de polímero encontrado em uma determinada área pode ainda auxiliar na identificação da origem do material.

Diante do exposto, os objetivos deste trabalho foram identificar e comparar a composição polimérica de *pellets* coletados em uma área portuária marinha por dois métodos distintos: densidade e espectroscopia.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de coleta dos *pellets*

A área de estudo abrangeu faixas praias adjacentes ao porto do Pecém. O porto do Pecém está localizado no litoral oeste cearense, no município de São Gonçalo do Amarante, a aproximadamente 60 km da capital, Fortaleza (BURUAEM; PETTI; DE SOUZA ABESSA, 2015). Sua construção foi iniciada em 1996, e a inauguração ocorreu em março de 2002 e, como consequência, ocorreram alterações ambientais, paisagísticas e sociais na região (ALBUQUERQUE, 2005).

Esse porto está inserido em um complexo industrial-portuário, é do tipo *off-shore*, , construído a 2.000 m de distância da linha de costa (BURUAEM; PETTI; DE SOUZA ABESSA, 2015) e, teoricamente, causa menos impactos negativos no meio.

O clima da região é influenciado pela zona de convergência intertropical (ZCIT) e caracterizado como tropical chuvoso, segundo a classificação de *Köppen* (MENEZES *et al.*, 2004; MARINO; FREIRE; HORN FILHO, 2013), com temperatura média anual entre 26 °C e 28 °C. Tipicamente, ocorrem dois períodos, seco (agosto a dezembro) e chuvoso (janeiro a julho) (MAGALHAES; ZANELLA, 2011).

2.3.1 Coleta de *pellets* e pontos de amostragem

Foram realizadas quatro coletas mensais, em dias diferentes, nas proximidades dos portos do Pecém, de maio a agosto de 2017. As coletas ocorreram em porções da faixa de areia anterior (PA), leste ao porto e posterior (PP), oeste ao porto, tendo como referência o norte geográfico (figura 1).

Em campo, foram determinados dados de coordenadas geográficas, em todos os pontos, com aplicativo móvel de guia de posicionamento global (GPS) “minhas coordenadas GPS” em datum WSG 1984 e UTM zone 24S (tabela 1).

Figura 1. Locais de coleta (iniciais e finais) nas faixas de praia adjacentes ao porto do Pecém.



Legenda: **PAI**: Ponto anterior inicial (E); **PAF**: ponto anterior final (E); **PPI**: Ponto posterior inicial (W); **PPF**: ponto posterior final (W).

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos pontos de coleta nas praias adjacentes ao porto do Pecém (PA e PP, respectivamente).

Coordenadas Geográficas				
Pontos	Latitude (i)	Longitude (i)	Latitude (f)	Longitude (f)
PA	3° 33' 23.14" S	38° 48' 8.05" O	3°33'27.56" S	38°48'5.46" O
PP	3° 32' 42.13" S	38° 49' 2.6"O	3°32'43.87" S	38°49'7.09" O

Fonte: Datum WSG 1984. Legenda: i: inicial f: final.

2.3.2 Coleta de sedimentos e identificação dos *pellets*

As quatro coletas de sedimentos ocorreram nas datas e nos regimes de marés apresentados na tabela 2.

Tabela 2. Data e regime de marés da coleta de sedimentos nos PA e PP nas adjacências do porto Pecém.

Data	Horário (h:min) (Início - fim)	Maré	Máxima- Mínima (m)
7 e 8/05/2017	9:00 - 11:30	Sizígia/Vazante	2,5 – 0,5
04/06/2017	8:00 - 10:30	Sizígia/Vazante	2,2 – 0,7
07/07/2017	9:00 - 12:30	Sizígia/Vazante	2,4 – 0,6
20/08/2017	09:00 - 12:00	Sizígia/Vazante	2,8 – 0,0

Fonte: Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) (2017).

Para a coleta de sedimentos, adaptou-se o método do programa de monitoramento e avaliação de detritos marítimos: Recomendações para monitoramento de tendências de resíduos sólidos no meio marinho (NOAA, 2013).

Primeiramente, determinou-se a área amostral de 150 m (sendo os pontos iniciais 0 m e finais 150 m) paralelos à linha de costa, que foi dividida de 15 em 15 m equidistantes, totalizando 10 pontos em cada uma das quatro áreas de coleta, onde foram realizados os transectos.

As coletas foram feitas no pós-praia (zona que se estende do nível do mar na maré alta até a base de uma duna, terraço ou vegetação) (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012; FERNANDINO *et al.*, 2015), utilizando um transecto de um 1,00 m x 1,00 m x 0,05 m. Os *pellets* visíveis a olho nu foram retirados manualmente da camada superficial do sedimento.

Posteriormente a essa etapa, foi recolhida uma camada de sedimento de toda a área do transecto com aproximadamente três centímetros de profundidade. O sedimento foi imerso em baldes com aproximadamente 8 L de água do mar e os *pellets* flutuaram e foram separados dos grânulos e retirados com uma peneira de 1 mm de diâmetro (Figura 2). Alguns *pellets* com densidade maior que a água do mar não flutuaram, então peneirou-se o sedimento com uma peneira de malha de 1 mm para que estes *pellets* fossem separados.

Os *pellets* foram armazenados em depósitos plásticos devidamente identificados em campo e foram transportados ao Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL), da Universidade Federal do Ceará (UFC), localizado no Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), onde foram devidamente lavados, secos, quantificados e guardados nos mesmos depósitos plásticos.

Figura 2. Demonstração de coleta de sedimento e separação dos *pellets* por flotação.

Fonte:
Próprio
autor

2.3.3

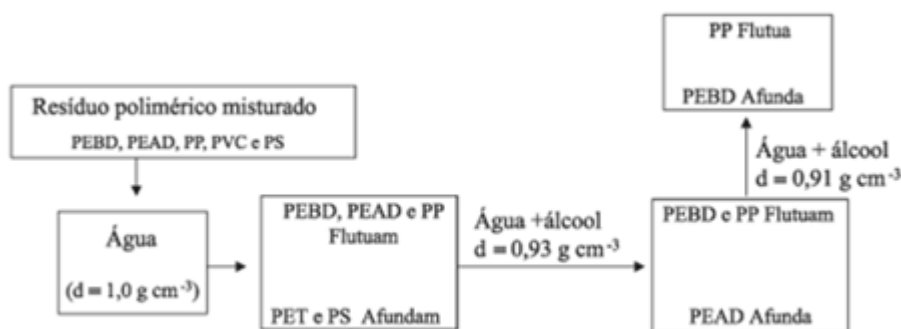


Composição Química dos *Pellets*

Determinou-se a composição polimérica de todos os *pellets* coletados em todos os pontos, por dois métodos diferentes, para posterior comparação entre eles.

O primeiro método foi o de separação simples por densidade, realizado no EQUAL, com a utilização de béqueres contendo soluções de diferentes densidades alcoólicas (álcool etílico e água, densidade = $0,93 \text{ g/cm}^3$ e $0,91 \text{ g/cm}^3$) e água doce (densidade = 1 g/cm^3) (SPINACÉ; PAOLI, 2005), nas quais os grânulos plásticos foram submersos. O esquema de análise encontra-se na figura. Essa análise foi realizada entre julho e agosto de 2017.

Figura 3. Esquema de separação de polímeros por diferença de densidade.



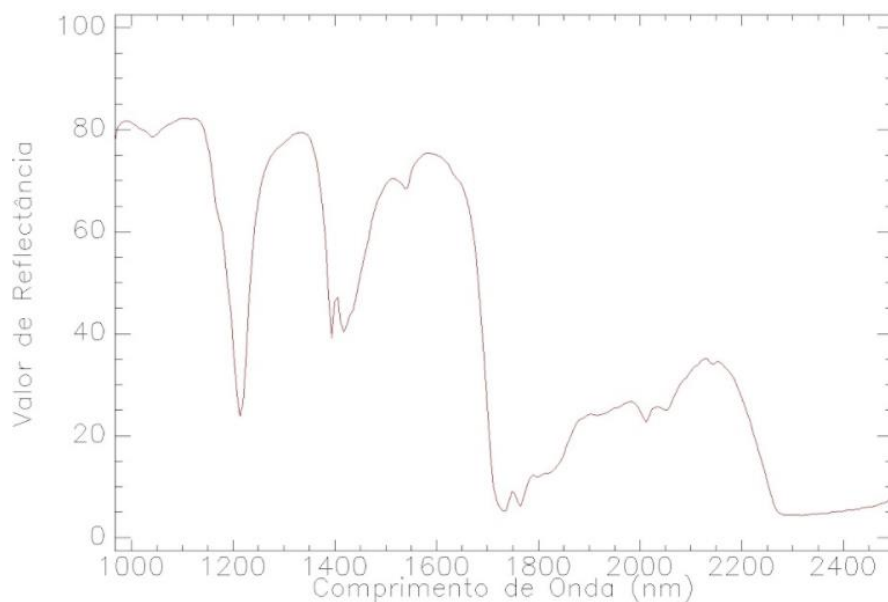
PEBD: Polietileno de baixa densidade; PEAD: Polietileno de alta densidade; PP: Polipropileno; PS: poliestireno; PVC: Policloreto de vinilideno. Fonte: Adaptado Spinacé e De Paoli (2005).

O segundo método foi por espectroscopia de imagem, o qual foi realizado com o sensor de imagem hiperespectral HySpex SWIR (infravermelho de onda curta) 320m-e (Norsk Electro Optikk), que analisou 10 filtros com aproximadamente 10 *pellets*/filtro a cada 5 min, otimizando o tempo de estudo. Os *pellets* foram posicionados manualmente em filtros de fibra de vidro (*millipore*) de 48 mm de diâmetro para que fossem lidos pelo sensor.

O sensor tem comprimentos de onda entre 1000 e 2500 nm do espectro electromagnético. Neste tipo de espectro, os polímeros mais frequentes (PE e PP) puderam ser claramente identificados, devido às estruturas moleculares específicas. O limite de detecção do sensor é de microplásticos com 80 µm de diâmetro. Essa análise foi realizada em setembro de 2017 em convênio com o Centro de Pesquisas Alemãs para Geociências (GFZ).

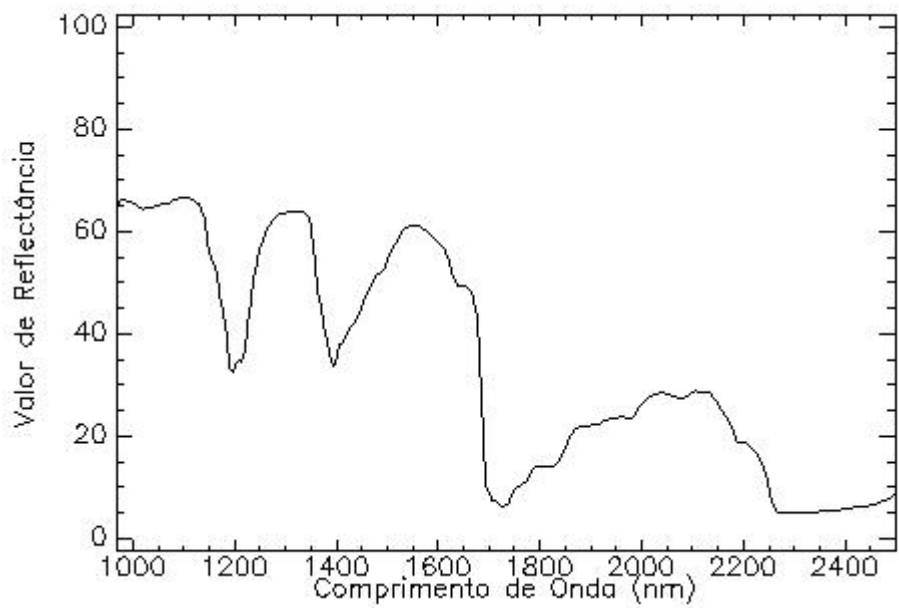
Foi utilizada uma biblioteca espectral com espectros de referência para identificação da imagem dos polímeros mais comuns: PE, PP, PVC, PET e PS (ANDRADY; NEAL, 2009; ANDRADY, 2011; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013), além da poliamida (PA) (figuras 4 a 9).

Figura 4. Espectro padrão de polietileno (PE).



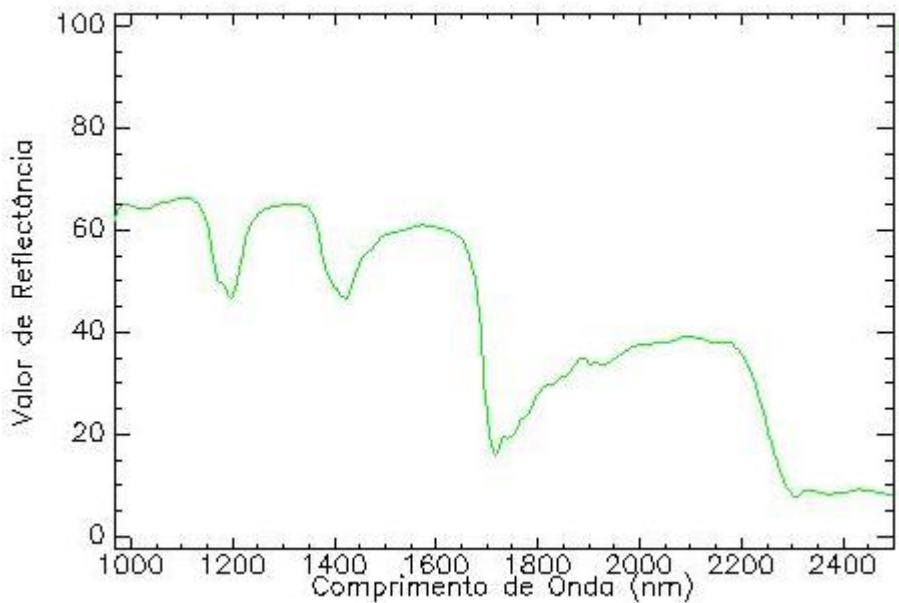
Fonte: Mathias Bochow – Centro de Pesquisas Alemãs para Geociências (GFZ), Postdam, Alemanha.

Figura 5. Espectro padrão de polipropileno (PP).



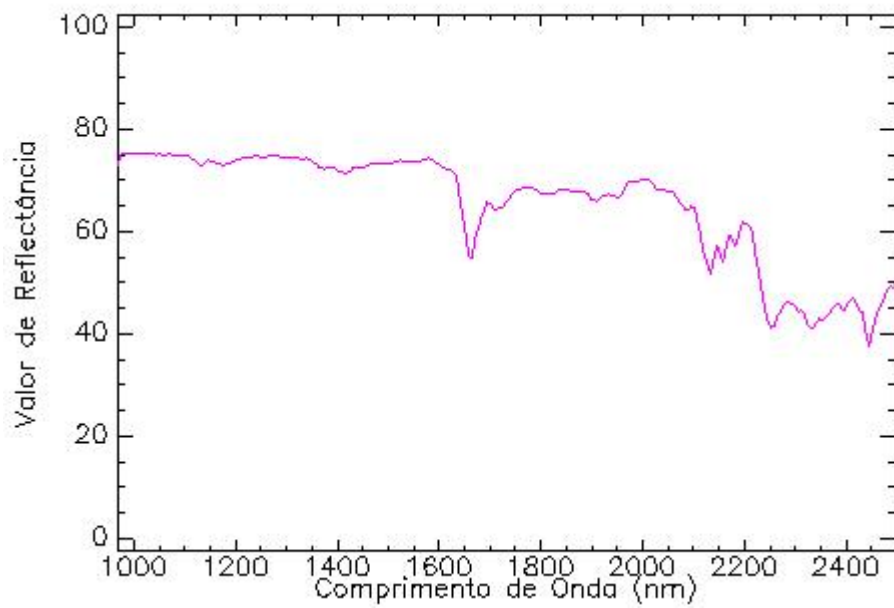
Fonte: Mathias Bochow – Centro de Pesquisas Alemãs para Geociências (GFZ), Postdam, Alemanha.

Figura 6. Espectro padrão de cloreto de polivinila (PVC).



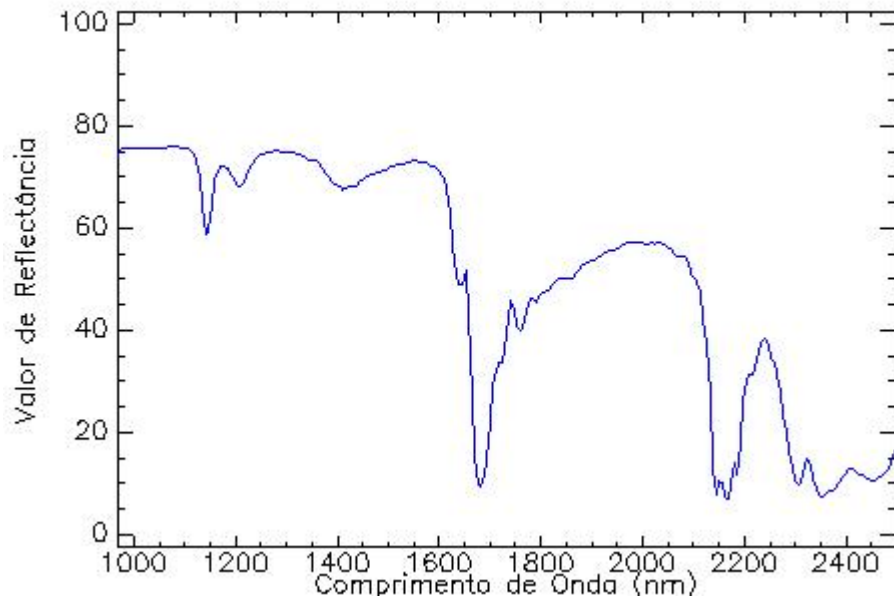
Fonte: Mathias Bochow – Centro de Pesquisas Alemãs para Geociências (GFZ), Postdam, Alemanha.

Figura 7. Espectro padrão de cloreto de Polietileno Tereftalatos (PET).



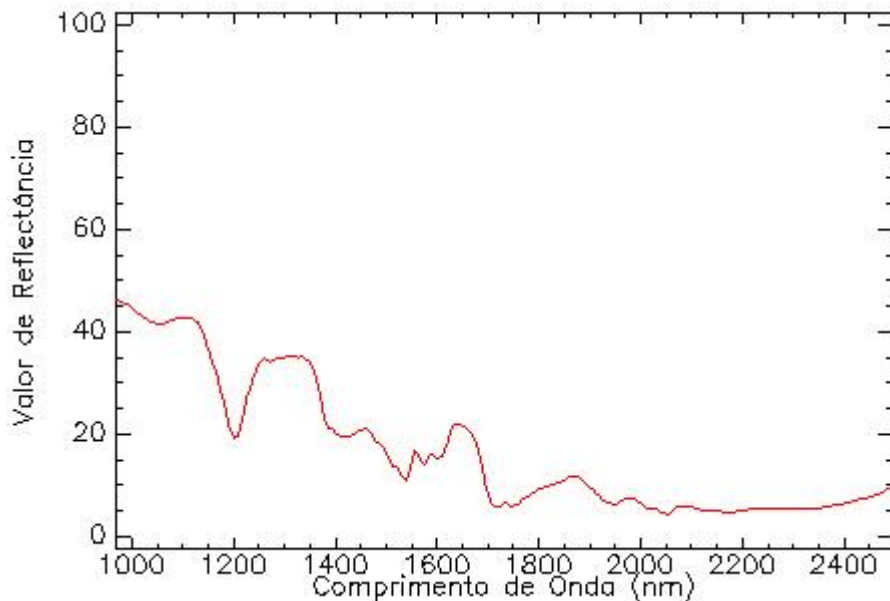
Fonte: Mathias Bochow

Figura 8. Espectro padrão de poliestireno (PS).



Fonte Mathias Bochow – Centro de Pesquisas Alemãs para Geociências (GFZ),
Postdam, Alemanha.

Figura 9. Espectro padrão de poliamida (PA)



Fonte: Mathias Bochow – Centro de Pesquisas Alemãs para Geociências (GFZ), Postdam, Alemanha.

Para determinar o tipo de polímero, foi utilizado o *software ENVI 5.3* (processador *Linux 64/64*) e programa *algorithm*, que detectam automaticamente o tipo de polímero. A automatização das operações de processamento (baseada em *scripts R e Python*) permitiu análises precisas e rápidas de todos os *pellets*.

Embora a classificação tenha ocorrido automaticamente, quando os resultados eram incertos, utilizava-se outros critérios para identificação do polímero. Primeiramente, observavam-se as características dos polímeros sintéticos e naturais e, em seguida, seguia-se um protocolo para identificação visual a partir do espectro da biblioteca.

Os polímeros sintéticos normalmente têm absorvância característica em quatro posições, nos comprimentos de onda de 1200 nm (não para todos polímeros), 1400 nm, 1700 nm e > 2200 nm (BOGFJELMO, 2016), que podem ser observados nas figuras 5 a 10. Por outro lado, os polímeros naturais tendem a ter absorvâncias características nos comprimentos de onda de 1400 nm e 1930 nm, absorvância característica da água (CLEVERS; KOOISTRA; SCHAEPMAN, 2008).

O protocolo seguido foi:

1. Aceitava-se a classificação determinada automaticamente quando mais de 50% do *pellet* era atribuído a um tipo específico de polímero, pois em alguns casos, poderia ocorrer mais de uma classificação polimérica.

2. *Pellets* classificados com dois ou mais tipos de polímeros, eram comparados com a curva de reflectância do polímero com os espectros de referência dos respectivos tipos de polímeros encontrados. Caso a maioria a maioria das características espectrais correspondessem a um determinado espectro de biblioteca, atribuía-se esse tipo de polímero ao *pellet* duvidoso.

3. Caso o programa não atribuísse qualquer tipo de polímero ao *pellet*, verificava-se o espectro de reflectância do mesmo, para posterior classificação em:

a) Não polímero, caso não existisse absorbância nos comprimentos de onda de 1700 nm e > 2200 nm.

b) Polímero sintético desconhecido, caso as absorbâncias nos comprimentos de onda 1200 nm, 1400 nm, 1700 nm e > 2200 nm fossem pontiagudas.

c) Polímero natural desconhecido, caso as absorbâncias nos comprimentos de onda 1200 nm, 1400 nm, 1700 nm e > 2200 nm fossem arredondadas e largas.

Após a realização dos dois métodos e devida caracterização dos *pellets*, comparou-se estatisticamente a relação entre ambos. A comparação entre os métodos de espectroscopia e densidade foi feita com teste t pareado (univariado) sobre o cálculo das médias simples, por mês de coleta, com o *software PAST 3.17* (HAMMER; HARPER; RYAN, 2011). A análise foi feita exclusivamente sobre os dados de PE e PP, que foram os mais representativos, sendo verificada previamente a normalidade dos dados. Calculou-se também o erro percentual entre os dois tipos de análise.

3.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.4.1 Composição química dos *pellets*

Foram analisados 1326 *pellets* cujos resultados das análises de espectroscopia e de densidade estão apresentados na tabela 3.

Tabela 3. Composição polimérica pelos métodos de espectroscopia e de densidade dos *pellets*

Mês/2017	Hyspex				Densidade			
	PE	PP	PA	Desconhecido	PE	PP	PA	Desconhecido
Maio	248	135	0	3	234	152	0	0
Junho	350	80	1	6	338	99	0	0
Julho	288	85	0	15	286	102	0	0
Agosto	93	20	0	2	91	24	0	0
Total	979	320	1	26	949	377	0	0

encontrados nas proximidades do porto do Pecém de maio a agosto de 2017.

Legenda: PE: Polietileno; PP: Polipropileno; PA: Poliamida. Fonte: Próprio autor.

O programa *algorithm* não reconheceu o tipo de polímero em 26 *pellets*, quando analisados por espectro de imagem, representando uma taxa de erro de 1,96%. Estes foram classificados como desconhecidos, uma vez que não havia nenhuma referência conhecida na biblioteca espectral que pudesse classificá-los corretamente. Os *pellets* não reconhecidos, tinham características semelhantes, sendo de cor clara (azul, violeta e branca) e transparentes.

Na análise de espectroscopia é comum ocorrer detecção de mistura de dois polímeros (como PE e PP) em uma mesma amostra, ou até três polímeros, como ocorreu na análise de alguns *pellets* neste trabalho. Assim, uma mistura de polímeros foi identificada em 30 *pellets*, representando 2,26% do total.

Desses 30 *pellets*, dezenove (1,43%) continham mistura de PE/PA, três (0,22%), mistura de PP/PV, dois (0,15%) mistura de PP/Desconhecido e um (0,07%) com mistura de PE/Desconhecido. Quatro *pellets* (0,30%) analisados tiveram espectros divididos entre três tipos de polímeros, sendo dois deles com mistura de PP, PVC e PA, um com PP, PE, e PE e, por último, PP, PA e PVC. Estas 30 resinas, portanto, foram analisadas manualmente e

visualmente uma a uma, para posterior determinação do tipo de polímero, as quais já estão contabilizadas na tabela 3.

Dentre as resinas não identificadas pelo programa, apenas uma não apresentou característica de polímero sintético ou natural. Essa resina teve característica de espectro semelhante aos componentes da água, com absorbância em 1400 nm e 1930 nm (CLEVERS; KOOISTRA; SCHAEPMAN, 2008).

O programa *algorithm* não contabilizou 61 *pellets* (4,60%) nos filtros analisados, tendo estes que serem identificados manualmente e caracterizados a partir da comparação das curvas do espectro obtido com a curva de espectro padrão da biblioteca utilizada, cujos resultados também estão inseridos na tabela 3.

Os *pellets* restantes foram classificados como PE (73,75%), PP (24,28%) e PA (0,07%). Ao comparar estes resultados com os de densidade, constata-se que neste método, 100% das resinas foram classificados como PP ou PE. O polietileno correspondeu a 71,56% e PP 28,44%. Portanto, em ambos os métodos, resinas de PE e PP foram as mais comuns nos *pellets* analisados.

Resinas de PS, PET e PVC não foram encontradas em nenhuma das análises. Isso é possível porque sua densidade é maior que a da água, e submergem antes que possam chegar à praia, o que explicaria sua ausência em amostras de praias arenosas (CLAESSENS *et al.*, 2011).

Houve uma pequena diferença nos resultados na quantidade de *pellets* entre os dois métodos, devido à análise por densidade não detectar uma dupla ou tripla classificação, portanto, os *pellets* só foram classificados em um único tipo de polímero neste método.

O erro encontrado para cada método e para os polímeros de PP e PE está expresso na tabela 4.

Tabela 4. Erro percentual do método de espectrofotometria e de densidade de maio a agosto de 2017 para a classificação de PE e PP.

Mês	Erro PP (%)	Erro PE (%)
Maio	13,33	5,64
Junho	23,75	3,42
Julho	20	0,29
Agosto	20	4,1

Fonte: Próprio autor.

Analisando os resultados de ambos os métodos, nota-se que houve erro maior em PP que em PE. Esse erro pode estar relacionado com aditivos e plastificantes químicos que ocasionalmente podem ter sido adicionados aos *pellets* durante o processo de fabricação (EPA, 1992). Os aditivos podem modificar a densidade dos *pellet* (EPA, 1992), assim, a classificação por densidade, neste caso, não seria a ideal.

Os resultados encontrados referentes ao erro na análise de PP, estão próximos ao encontrado por Manzano (2009), que foi de 20%, como também os da análise de PE, que foi de 3,2%.

Embora tenha havido um erro de 20% na detecção de PP, a análise estatística mostrou que não houve diferença significativa entre os dois métodos para a análise das resinas de PE e PP (*test t*, $p = 0,125$), no intervalo de confiança $p < 0,05$.

Apesar de não existir diferença estatística entre os dois métodos neste trabalho, é preciso ter ponderação ao analisar os resultados, uma vez que pode haver a presença de aditivos, como relatado por Karapanagioti e Klontza (2007). Esses pesquisadores realizaram um experimento de densidade com *pellets* utilizando uma solução de álcool isopropílico e água. De acordo com eles, a maioria dos *pellets* flutua na água e afunda em solução de álcool isopropílico.

Porém, em seu estudo, os *pellets* de PE e PP afundaram na solução de álcool, mesmo que os *pellets* de PP sejam mais leves, com densidade entre 0,90 e 0,91 g/mL (SPINACÉ; PAOLI, 2005; BROWNE, 2010; ANDRADY, 2011; HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012). Esses resultados sugerem que os aditivos no procedimento de fabricação alteram a densidade da resina e, portanto, esse procedimento não pode ser usado para identificar pellets de materiais desconhecidos (KARAPANAGIOTI; KLONTZA, 2007).

Desse modo, os dois métodos têm vantagens e desvantagens. O método de densidade, embora tenha exceções quanto à análise, é um método prático e rápido, desde que não exista o material analisado seja de origem conhecida (MANZANO, 2009), e que apresentou bons resultados quanto ao material analisado.

Enquanto que, a espectroscopia de infravermelho, embora também seja uma técnica com tempo de medição curto, demanda a aquisição de equipamentos caros, mas é eficiente para o fim proposto e garante a confiabilidade do resultado em amostras com mais de um tipo de polímero.

Os *pellets* de PE e PP parecem ser constituintes muito comuns de grânulos de plástico encontrados na natureza (SHIBER, 1982). Muitos estudos relatam a abundância de

resinas de PP e PE no meio marinho desde a década de 1970. Shiber (1979), foi uma das primeiras a detectar a presença dessas partículas no meio. Em um estudo posterior, Shiber e Barrales-Rienda (1991), detectaram que 82% das resinas das praias de Beirute eram constituídas de PE e 14% de PP.

Veerasingam *et al.* (2016) usando uma técnica de espectroscopia de infravermelho (FTIR), constataram que a maior parte das resinas encontradas em estudo realizado na costa da Índia, também eram de PE e PP. Karapanagioti e Klontza (2007) também verificaram isso na ilha Lesbos, na Grécia, onde encontraram uma porcentagem de PE de 60%, relativamente alta em comparação com PP (20%) e outros polímeros (20%). Gregory (1977), por análises de FTIR, detectou que a maior proporção dos pellets encontrados em praias da Nova Zelândia eram PP e PE, em relação aos pellets de PS e PVC.

Turra *et al.* (2014), encontraram na praia de Santos-SP resultados bem semelhantes a este trabalho, sendo 18% composto por PP, 78,2% por PE e 3,8% por mistura de dois polímeros, portanto, os resultados encontrados neste trabalho estão de acordo com pesquisas anteriores realizadas em outras partes do mundo.

A presença destes tipos de resinas (PE e PP) no ambiente pode representar um risco para a fauna marinha. Os plásticos mais ingeridos por esses animais são os polietilenos e polipropilenos devido suas propriedades de flutuabilidade (MOSER; LEE, 1992), que consequentemente podem estar ao alcance de peixes e aves marinhas, por exemplo.

Outro problema relacionado às resinas de PP e PE é a capacidade que elas têm de absorver e transportar componentes tóxicos pelo ambiente, como PCBs e HPAs (MATO *et al.*, 2001). Assim, as resinas podem desempenhar um papel importante como transportadora de substâncias tóxicas e poluentes no ambiente marinho.

Mato *et al.* (2001), constatou que resinas de PE acumulam até quatro vezes mais PCBs do que as de PP. Logo, resinas de PE, as mais encontradas, podem representar um risco ainda maior devido ao maior acúmulo de PCBs. Essas substâncias são agentes cancerígenos e disruptores endócrinos, que afetam os sistemas imunológico, reprodutivo, nervoso e endócrino dos animais (FRIAS *et al.*, 2010).

Além dos problemas apresentados, os polímeros são persistentes no meio (BARNES *et al.*, 2009) e, portanto, podem causar problemas a curto e a longo prazo, tanto no ambiente quanto à fauna, e por isso devem ser cuidadosamente estudados.

3.5 CONCLUSÕES

Com base nos resultados, conclui-se que os polímeros de polietileno e polipropileno são os mais abundantes na área pesquisada. Além disso, ambos os métodos podem ser utilizados para determinar o tipo de polímero, desde os materiais analisados sejam previamente conhecidos e não haja mistura de polímeros. Pois caso sejam adicionados aditivos aos *pellets*, suas propriedades podem ser modificadas e nestes casos, o método de densidade não seria confiável e adequado.

O método de densidade, devido ao seu baixo custo e resultados semelhantes ao de espectroscopia, poderia ser utilizado unicamente nesta pesquisa.

REFERÊNCIAS

AMIGO, J. M.; BABAMORADI, H. ELCOROARISTIZABAL, S. Hyperspectral Image Analysis. A tutorial. *Analytica Chimica Acta*, v. 896, p. 34-51. 2015.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>>.

ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1977–1984, 2009. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2008.0304>>.

BARNES, D. K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985–1998, 2009. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2008.0205>>.

BOGFJELLMO, S. Hyperspectral Analysis of Plastic Particles in the Ocean. n. June, 2016.

BROWNE, M. A. R. T. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. v. 44, n. 9, p. 3404–3409, 2010.

BURUAEM, L. M.; PETTI, M. A. V.; DE SOUZA ABESSA, D. M. Soft-bottom polychaetes from the Brazilian harbors of mcuripe and pecém (state of Ceará) and Santos (state of São Paulo). **Check List**, v. 11, n. 4, 2015.

CLAESSENS, M.; MEESTER, S. De; LANDUYT, L. Van; CLERCK, K. De; JANSSEN, C. R. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 10, p. 2199–2204, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030>>.

CLEVERS, J. G. P. W.; KOOISTRA, L.; SCHAEPMAN, M. E. Using spectral information from the NIR water absorption features for the retrieval of canopy water content. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 10, n. 3, p. 388–397, 2008.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588–2597, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>>.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris : a review. v. 44, p. 842–852, 2002.

ENDO, S.; TAKIZAWA, R.; OKUDA, K.; TAKADA, H.; CHIBA, K.; KANEHIRO, H.; OGI, H.; YAMASHITA, R.; DATE, T. Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 10, p. 1103–1114, 2005.

EPA. Plastic Pellets in the Aquatic Environment: Sources and Recommendations. **United States Environmental Protection Agency**, n. 68, p. 56, 1992.

FERNANDINO, G.; ELLIFF, C. I.; SILVA, I. R.; BITTENCOURT, A. C. S. P. How many pellets are too many? The pellet pollution index as a tool to assess beach pollution by plastic resin pellets in Salvador , Bahia , Brazil *. v. 15, n. 3, p. 325–332, 2015.

FRIAS, J. P. G. L.; SOBRAL, P.; FERREIRA, A. M. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 11, p. 1988–1992, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.030>>.

GREGORY, M. R. 1977. Plastic pellets on New Zealand beaches. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 8, p. 82-84.

HESKETT, M.; TAKADA, H.; YAMASHITA, R.; YUYAMA, M.; ITO, M.; GEOK, Y. B.; OGATA, Y.; KWAN, C.; HECKHAUSEN, A.; TAYLOR, H.; POWELL, T.; MORISHIGE, C.; YOUNG, D.; PATTERSON, H.; ROBERTSON, B.; BAILEY, E.; MERMOZ, J. Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 2, p. 445–448, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.11.004>>.

HIDALGO-RUZ, V.; GUTOW, L.; THOMPSON, R. C.; THIEL, M. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. ...

Science & Technology, v. 46, p. 3060–75, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22321064>><http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es2031505>><http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22321064>>.

IMHOF, H. K.; IVLEVA, N. P.; SCHMID, J.; NIESSNER, R.; LAFORSCH, C. Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. **Current Biology**, v. 23, n. 19, p. R867–R868, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2013.09.001>>.

KARAPANAGIOTI, H. K.; KLONTZA, I. Investigating the Properties of Plastic Resin Pellets Found in the Coastal Areas of Lesbos Island. **Global NEST Journal**, v. 9, n. 1, p. 71–76, 2007.

LAW, K. L.; MORET-FERGUSON, S.; MAXIMENKO, N. A.; PROSKUROWSKI, G.; PEACOCK, E. E.; HAFNER, J.; REDDY, C. M. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. **Science**, v. 329, n. 5996, p. 1185–1188, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1192321>>.

LE, D. Q.; TAKADA, H.; YAMASHITA, R.; MIZUKAWA, K.; HOSODA, J.; TUYET, D. A. Temporal and spatial changes in persistent organic pollutants in Vietnamese coastal waters detected from plastic resin pellets. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 320–324, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.063>>.

MAGALHAES, G.; ZANELLA, M. COMPORTAMENTO CLIMÁTICO DA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA (dynamics of climate of Metropolitan Region of Fortaleza). **Revista Mercator**, p. 129–145, 2011.

MARINO, M. T. R. D.; FREIRE, G. S. S.; HORN FILHO, N. O. Variações granulométricas ao longo da costa da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 13, n. April, p. 267–282, 2013. Disponível em: <<http://www.aprh.pt/rgci/rgci411.html>>.

MATO, Y.; ISOBE, T.; TAKADA, H.; KANEHIRO, H.; OHTAKE, C.; KAMINUMA, T. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 2, p. 318–324, 2001. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es0010498>>.

MENEZES, E. A.; TRINDADE, E. C. P.; COSTA, M. M.; FREIRE, C. C. F.; CAVALCANTE, M. D. S.; CUNHA, F. A. Airborne fungi isolated from Fortaleza City, State of Ceará, Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de Sao Paulo**, v. 46, n. 3, p. 133–137, 2004.

MIZUKAWA, K.; TAKADA, H.; ITO, M.; GEOK, Y. B.; HOSODA, J.; YAMASHITA, R.; SAHA, M.; SUZUKI, S.; MIGUEZ, C.; FRIAS, J.; ANTUNES, J. C.; SOBRAL, P.; SANTOS, I.; MICAEL, C.; FERREIRA, A. M. Monitoring of a wide range of organic micropollutants on the Portuguese coast using plastic resin pellets. **Marine Pollution Bulletin**, v. 70, n. 1–2, p. 296–302, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.02.008>>.

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.; WEERTS, S.; MCCLURG, T.; BURREN, E.; SMITH, W.; VELKENBURG, M. Van; LANG, J. S.; LANG, R. C.; LAURSEN, D.; DANNER, B.; STEWARDSON, N.; THOMPSON, R. C. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 10, p. 1437–1446, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>>.

RICE, M. R.; GOLD, H. S. Polypropylene as an Adsorbent for Trace Organics in Water. **Analytical Chemistry**, v. 56, n. 8, p. 1436–1440, 1984.

SHIBER, J. G.; BARRALES-RIENDA, J. M. Plastic pellets, tar, and megalitter on Beirut beaches, 1977-1988. **Environmental Pollution**, v. 71, n. 1, p. 17–30, 1991.

SHIBER, J. G. Plastic pellets on the coast of Lebanon. **Marine Pollution Bulletin**, v. 10, n. 1, p. 28–30, 1979.

SHIBER, J. G. Plastic Pellets on Spain Costa del Sol Beaches. **Marine pollution bulletin**, v. 13, n. 12, p. 409–412, 1982.

SPINACÉ, M. A. da S.; PAOLI, M. A. De. Revisão. **Química Nova**, v. 28, n. 1, p. 65–72, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v28n1/23041.pdf>>.

TEUTEN, E. L.; SAQUING, J. M.; KNAPPE, D. R. U.; BARLAZ, M. A.; JONSSON, S.; BJORN, 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. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2027–2045, 2009. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2008.0284>>.

UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G.; BROWNE, M. A. Some problems and practicalities in design and interpretation of samples of microplastic waste. **Anal. Methods**, v. 9, n. 9, p. 1332–1345, 2017. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C6AY02641A>>.

VIANELLO, A.; BOLDRIN, A.; GUERRIERO, P.; MOSCHINO, V.; RELLA, R.; STURARO, A.; DA ROS, L. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 130, p. 54–61, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>>.

WESSEL, C. C.; LOCKRIDGE, G. R.; BATTISTE, D.; CEBRIAN, J. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 178–183, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.002>>.

WILBER, R. **Plastic in the North Atlantic**. *Oceanus*, 1987. . Disponível em: <http://5gyres.org/media/Plastic_in_the_North_Atlantic_OCEANA_1987.pdf>.

WORM, B.; LOTZE, H. K.; JUBINVILLE, I.; WILCOX, C.; JAMBECK, J. Plastic As a Persistent Marine Pollutant. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 42, n. 1, p. null, 2017. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev-environ-102016-060700>>.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483–492, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>>.

YEO, B. G.; TAKADA, H.; TAYLOR, H.; ITO, M.; HOSODA, J.; ALLINSON, M.; CONNELL, S.; GREAVES, L.; MCGRATH, J. POPs monitoring in Australia and New Zealand using plastic resin pellets, and International Pellet Watch as a tool for education and raising public awareness on plastic debris and POPs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 137–145, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.006>>.

CAPÍTULO 4

4.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O aumento do descarte de plásticos, particularmente de microplásticos (*pellets*) no ambiente marinho, é um problema crescente em todo o mundo. De modo geral, no Brasil, existem poucos trabalhos voltados ao estudo de grânulos plásticos em sedimentos de praias arenosas ao longo da costa, uma vez que esses estudos começaram tardiamente. É fundamental a identificação dos *pellets*, para que o problema seja conhecido e sejam elaboradas medidas mitigatórias.

No Brasil, os trabalhos estão ligados principalmente à identificação e quantificação de *pellets*, como também, o conhecimento da abundância em determinadas áreas, com a utilização de diferentes metodologias. Assim, a comparação entre estudos é dificultada devido ao uso de diferentes metodologias, sendo necessária uma padronização destas.

Com esta pesquisa foram obtidos resultados inéditos para a área de estudo escolhida, identificando e caracterizando *pellets* em sedimentos de praias arenosas próximas à área portuária. Também foi possível concluir que a faixa de praia onde foram encontrados *pellets* não está totalmente poluída, pois 8,58% das faixas estudadas estão, de acordo com o IPP, entretanto, pode estar por outros resíduos plásticos, como meso e macroplásticos.

As 170 classes diferentes de resinas encontradas poderão servir de base para trabalhos futuros, e essa classificação pode auxiliar em pesquisas futuras em outras regiões. Além disso, foi possível caracterizar a natureza química dos grânulos e apontar quais são os potencialmente perigosos ao ambiente e à fauna, pois sabe-se que *pellets* compostos por polietileno e polipropileno são mais prejudiciais aos animais marinhos, já que tendem a acumular mais poluentes orgânicos, e conseqüentemente, podem causar maiores danos a eles.

Como não haviam dados anteriores sobre a presença de (*pellets*) no litoral cearense, acredita-se que os resultados aqui encontrados servirão de base para pesquisas futuras e para possíveis ações de controle ambiental.

Uma das principais medidas a ser executada seria descobrir a fonte poluidora, a fim de evitar a dispersão das resinas.

Outra medida importante seria a aprovação de legislação referente à disposição e manejo de microplásticos, uma vez que no Brasil ainda não existe nenhuma legislação deste tipo. Atualmente, tramita-se no Congresso Nacional brasileiro o projeto de lei N°. 6528/2016, que prevê a proibição, importação e comercialização em território brasileiro de produtos que contenham esferas microplásticas.

No entanto, este projeto está muito aquém da magnitude do problema atual, pois trata apenas sobre microesférulas plásticas presentes apenas em produtos de higiene, excluindo-se, portanto, a matéria prima para produção de produtos plásticos (*pellets*), que muitas vezes são dispersados durante o transporte em portos. Portanto, seriam necessárias medidas mais rígidas para a minimização dos impactos gerais causados pelos microplásticos.

Por fim, ressalta-se a importância de desenvolver mais trabalhos englobando *pellets* na costa do Brasil, em especial no Ceará para fornecer dados mais precisos sobre os impactos e a poluição causada por eles.

APÊNDICE A

CLASSIFICAÇÃO DOS *PELLETS* DE ACORDO COM O TAMANHO, FORMA, COR E TRANSPARÊNCIA DAS COLETAS FEITAS NAS PROXIMIDADES DO PORTO DO PECÉM DE MAIO A AGOSTO DE 2017.

Classe	Tamanho (mm)	Forma	Cor	transparência
1	3	Esférica achatada	Branca	Translúcida
2	3	Cilíndrica	Branca	Translúcida
3	3	Irregular	Branca	Translúcida
4	3	Esférica	Preta	Opaca
5	3	Esférica	Marrom amarelada	Translúcida
6	3	Cúbica	Branca	Translúcida
7	3	Cúbica	Amarelo clara	Translúcida
8	4	Retangular	Turquesa	Opaca
9	4	Cilíndrica achatada	Branca	Translúcida
10	4	Cilíndrica	Branca	Translúcidaa
11	4	Esférica	Amarela	Translúcida
12	4	Esférica	Branca	Translúcida
14	4	Esférica achatada	Amarela	Translúcida
15	4	Esférica achatada	Branca	Translúcida
16	4	Cilíndrica achatada	Amarela	Translúcida
17	3	Cilíndrica achatada	Âmbar	Translúcida
18	3	Cilíndrica achatada	Branca	Translúcida
19	2	Irregular	Branca	Translúcida
20	5	Irregular	Branca	Translúcida
21	4	Esférica achatada	Branca	Transparente
23	4	Cilíndrica	Branca	Opaca
24	3	Cilíndrica	Amarela	Opaca
25	4	Cilíndrica achatada	Azul clara	Transparente
26	3	Irregular	Marrom amarelada	Translúcida
27	3	Esférica	Branca	Translúcida
28	5	Esférica	Branca	Opaca
29	3	Cilíndrica achatada	Branca	Opaca
30	3	Cúbica	Branca	Opaca
31	4	Esférica	Âmbar	Translúcida
32	4	Cilíndrica achatada	Branca	Transparente
33	4	Cilíndrica achatada	Branca	Opaca

34	4	Irregular	Branca	Opaca
35	4	Esférica	Branca	Opaca
36	3	Esférica	Branca	Opaca
37	4	Retangular	Branca	Opaca
38	4	Cilíndrica	Âmbar	Opaca
39	4	Cilíndrica	Amarela	Opaca
40	3	Cilíndrica	Branca	Opaca
41	3	Cilíndrica	Marrom clara	Translúcida
44	5	Retangular	Branca	Opaca
45	3	Cilíndrica achatada	Cinza	Opaca
47	3	Cilíndrica	Amarela	Translúcida
48	3	Cilíndrica	Cinza	Opaca
49	2	Cilíndrica	Branca	Opaca
50	5	Esférica achatada	Branca	Opaca
51	5	Esférica	Amarela	Opaca
52	4	Retangular	Verde amarelada	Opaca
53	4	Cilíndrica	Preta	Opaca
54	3	Irregular	Branca	Opaca
55	3	Retangular	Branca	Opaca
57	2	Esférica achatada	Branca	Translúcida
58	2	Esférica	Branca	Translúcida
59	2	Cilíndrica	Amarela	Translúcida
60	3	Esférica Achatada	Amarela	Translúcida
61	3	Esférica achatada	Âmbar	Opaca
62	4	Esférica achatada	Branca	Opaca
64	3	Esférica	Branca	Translúcida
65	2	Esférica achatada	Amarela	Translúcida
66	2	Cilíndrica achatada	Branca	Opaca
67	5	Cilíndrica achatada	Branca	Translúcida
68	3	Esférica	Amarela	Opaca
69	3	Cilíndrica	Marrom amarelada	Opaca
70	2	Irregular	Branca	Opaca
71	5	Irregular	Branca	Opaca
72	3	Cilíndrica	Amarela	Opaca
73	4	Cilíndrica	Amarela	Translúcida
75	4	Irregular	Branca	Translúcida
76	3	Irregular	Amarela	Translúcida

77	2	Retangular	Branca	Opaca
78	4	Cilíndrica	Violeta	Opaca
79	2	Cilíndrica achatada	Branca	Translúcida
80	5	Esférica achatada	Branca	Translúcida
81	4	Esférica achatada	Âmbar	Opaca
82	4	Cúbica	Branca	Opaca
83	4	Cúbica	Verde lima	Opaca
84	4	Retangular	Amarela	Opaca
85	5	Retangular	Branca	Translúcida
86	3	Esférica achatada	Amarela	Opaca
87	5	Cilíndrica achatada	Amarela	Translúcida
88	5	Cilíndrica	Branca	Translúcida
89	5	Esférica	Branca	Transparente
90	5	Esférica achatada	Branca	Transparente
91	2	Cilíndrica achatada	Marrom amarelada	Opaca
92	3	Esférica	Amarela	Translúcida
93	3	Esférica	Marrom amarelada	Opaca
94	4	Retangular	Cinza	Opaca
95	5	Esférica achatada	Amarela	Translúcida
96	4	Esférica	Âmbar	Opaca
97	5	Irregular	Marrom amarelada	Opaca
98	5	Cilíndrica achatada	Marrom amarelada	Translúcida
99	5	Cilíndrica achatada	Branca	Opaca
100	4	Esférica achatada	Âmbar	Translúcida
101	4	Esférica achatada	Azul clara	Transparente
102	5	Esférica	Branca	Translúcida
103	4	Esférica	Marrom amarelada	Opaca
104	2	Esférica achatada	Branca	Opaca
105	4	Cúbica	Branca	Translúcida
106	4	Cilíndrica	Marrom amarelada	Opaca
107	5	Cilíndrica	Branca	Opaca
108	5	Cilíndrica	Amarelo amarelada	Opaca
109	2	Cilíndrica	Âmbar	Opaca
110	4	Retangular	Verde amarelada	Opaca
112	4	Esférica	Âmbar	Transparente
113	5	Esférica	Âmbar	Translúcida
115	5	Cúbica	Âmbar	Opaca

116	5	Irregular	Amarela	Opaca
117	4	Irregular	Cinza	Translúcida
118	4	Esférica	Amarela	Opaca
119	3	Cilíndrica	Amarela	Transparente
120	4	Esférica achatada	Amarela	Opaca
121	5	Esférica achatada	Amarela	Opaca
122	4	Cilíndrica	Marrom	Opaca
123	2	Esférica achatada	Marrom amarelada	Opaca
124	4	Esférica achatada	Marrom amarelada	Opaca
125	5	Cilíndrica	Âmbar	Opaca
126	3	Cilíndrica	Violeta	Opaca
127	4	Cilíndrica	Marrom	Translúcida
128	2	Cúbica	Branca	Opaca
129	3	Cúbica	Âmbar	Translúcida
130	4	Irregular	Âmbar	Opaca
131	4	Retangular	Branca	Translúcida
132	3	Esférica achatada	Branca	Opaca
133	4	Esférica achatada	Verde lima	Transparente
134	5	Cilíndrica achatada	Vermelha	Opaca
135	5	Irregular	Verde lima	Opaca
136	3	Cilíndrica achatada	Amarela	Translúcida
137	2	Esférica	Branco	Opaca
138	4	Irregular	Marrom amarelada	Opaca
139	6	Retangular	Branca	Opaca
140	5	Retangular	Verde lima	Opaca
141	5	Retangular	Âmbar	Opaca
142	4	Irregular	Amarela	Translúcida
143	6	Cilíndrica	Branca	Opaca
144	3	Esférica achatada	Marrom amarelada	Opaca
145	3	Cúbica	Verde lima	Opaca
146	5	Cilíndrica achatada	Âmbar	Opaca
147	4	Irregular	Marrom	Translúcida
148	6	Irregular	Branca	Opaca
149	4	Cilíndrica	Azul	Opaca
150	3	Cilíndrica	Âmbar	Translúcida
151	4	Irregular	Cinza	Translúcida
152	4	Cúbica	Amarela	Opaca

153	4	Cilíndrica achatada	Marrom amarelada	Opaca
154	4	Cilíndrica achatada	Verde amarelada	Opaca
155	6	Retangular	Azul clara	Opaca
156	5	Esférica achatada	Verde amarelada	Transparente
157	4	Cúbica	Amarela	Opaca
158	4	Irregular	Branca	Opaca
159	8	Retangular	Amarela	Opaca
160	4	Cúbica	Branca	Opaca
161	5	Cúbica	Amarela	Opaca
162	3	Irregular	Amarela	Opaca
163	4	Esférica	Amarela	Opaca
164	4	Esférica achatada	Âmbar	Opaca
165	4	Esférica achatada	Âmbar	Translúcida
166	4	Esférica achatada	Violeta	Transparente
167	3	Irregular	Âmbar	Translúcida
168	5	Cilíndrica	Cinza	Opaca
169	3	Cilíndrica achatada	Amarela	Opaca
170	3	Cilíndrica achatada	Branca	Transparente