



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

LETÍCIA MONTEIRO DA FONSÊCA

***PELLETS* PLÁSTICOS EM PRAIAS DO LITORAL DO CEARÁ: INFLUÊNCIA DE
ATIVIDADES ANTROPOGÊNICAS**

**FORTALEZA
2024**

LETÍCIA MONTEIRO DA FONSÊCA

PELLETS PLÁSTICOS EM PRAIAS DO LITORAL DO CEARÁ: INFLUÊNCIA DE
ATIVIDADES ANTROPOGÊNICAS

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciência, Tecnologia e Gestão Costeira e Oceânica.

Orientador: Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

Coorientador: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante

FORTALEZA
2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

F744p Fonsêca, Leticia Monteiro da.
Pellets plásticos em praias do litoral do Ceará : influência de atividades antropogênicas / Leticia Monteiro da Fonsêca. – 2024.
105 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, , Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa.
Coorientação: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante.

1. Microplásticos. 2. Polímeros sintéticos. 3. Poluição marinha. I. Título.

CDD

LETÍCIA MONTEIRO DA FONSÊCA

PELLETS PLÁSTICOS EM PRAIAS DO LITORAL DO CEARÁ: INFLUÊNCIA DE
ATIVIDADES ANTROPOGÊNICAS

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciência, Tecnologia e Gestão Costeira e Oceânica.

Orientador: Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

Coorientador: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante

Aprovada em: 27/05/2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante (Coorientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Michael Barbosa Viana
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Mariana Velloso Capparelli
Universidade Nacional Autónoma de México

À Santa Cruz de Cristo, que me ensinou mais
que todos os livros que li e que lerei.

Aos meus pais, Antônio e Maria Francineide.

AGRADECIMENTOS

A Deus e a Nossa Senhora, fonte do meu saber, alegria da minha fé, razão da minha esperança e motivo primordial de minha persistência. Obrigada por estarem sempre presentes em minha vida, me dando sabedoria e iluminando meus passos e minhas decisões.

Aos meus amados pais e minha querida irmã, eternos apoiadores e incentivadores das minhas decisões, por sempre acreditarem em mim e me fazerem ir além.

Ao meu orientador, Denis Abessa, pela possibilidade da realização desta pesquisa, pela paciência, dedicação, confiança e disponibilidade ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

Ao Rivelino Cavalcante, por ter aceitado me coorientar, repassando conhecimentos e por me acolher tão bem no LACOr.

À minha amiga de faculdade e pós-graduação, Amália Maia, por me auxiliar nas coletas de campo, e que nas horas mais difíceis estava sempre disposta a ouvir minhas angústias e alegrias, reacendendo no peito a esperança.

Ao pessoal do Laboratório de Análise de Contaminantes Orgânicos (LACOr), especialmente o Rafael, pela disponibilidade e auxílio nas atividades.

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap), pela concessão da bolsa de estudo no período da pós-graduação.

Aos meus gatinhos, Apolo e Nina, por serem minha companhia (mesmo que dormindo) até altas horas da noite. Vocês são a alegria da minha vida e me ensinam todos os dias sobre o amor.

A todos que de alguma forma contribuíram direta ou indiretamente para esta conquista.

RESUMO

A poluição por plásticos é um problema global e crescente, pois representa uma grande ameaça para os ecossistemas marinhos e costeiros. Em especial, os microplásticos (partículas entre 1 μm e 5 mm) são particularmente nocivas pois podem ser ingeridas ou absorvidas pelos organismos, além de liberarem substâncias tóxicas. Nessa categoria, encontram-se os *pellets*, resinas termoplásticas em forma granulada utilizadas como matéria-prima pelas indústrias da transformação plástica. Esses grânulos possuem tamanhos variando de 2 a 5 mm e são liberados no ambiente nas etapas de produção, transporte e manuseio. Com origem provável de instalações portuárias e áreas industriais, os *pellets* são materiais persistentes que causam impactos negativos à fauna marinha, pela ingestão e porque são carreadores químicos. O objetivo deste estudo foi detectar a presença de *pellets* em praias, caracterizá-los quanto à morfologia e composição polimérica e determinar e quantificar alguns contaminantes orgânicos associados a eles. Foram escolhidas oito praias do litoral do estado do Ceará: Praia do Porto, Cumbuco, Iparana, Meireles, Praia do Futuro, Pontal do Maceió, Canoa Quebrada e Icapuí. Realizaram-se duas coletas, uma no período seco (segundo semestre de 2022) e outra no período chuvoso (primeiro semestre de 2023). A coleta se deu por busca ativa, onde os *pellets* foram procurados por uma hora na superfície da areia, na porção superior da zona entre-marés e inferior do supralitoral. Os *pellets* foram inicialmente quantificados e caracterizados quanto ao tamanho, a cor e a forma. Para identificar os tipos de polímeros foi utilizada espectroscopia RAMAN. Os contaminantes (bifenilas policloradas (PCBs), difenil-esterpolibromado (PBDEs), piretróides (PPs) e organoclorados (OCPs)), presentes nos *pellets* foram analisados por cromatografia a gás acoplada a um detector de capturas de elétrons (CG-ECD). Ao todo foram encontrados 1086 *pellets* no sedimento superficial das praias amostradas. Destes, 649 correspondem ao período chuvoso de 2023, e 437 ao período seco de 2022. A morfologia mais encontrada foi a esférica, seguida pela esférica achatada e cilíndrica achatada. As cores mais frequentes foram branca, amarela e cinza e os tipos de polímeros mais comuns, PE e PP. As concentrações totais de POPs nos *pellets* variaram de 72,8 a 6289,6 ng/g para PCBs, 93,6 a 1051,6 ng/g para PBDEs, 259,1 a 2912,8 ng/g para PPs e 50,3 a 1338,3 ng/g para OCPs. Concluiu-se que fatores ambientais e antrópicos afetam a distribuição e deposição de *pellets* no ambiente costeiro e que as concentrações dos contaminantes foram extremamente altas, não havendo padrão consistente com gradientes ou sazonalidade definida.

Palavras-chave: 1. Microplásticos; 2. Polímeros sintéticos; 3. Poluição marinha.

ABSTRACT

Plastic pollution is a growing global problem, as it poses a major threat to marine and coastal ecosystems. In particular, microplastics (particles ranging from 1 μm to 5 mm) are threatening because they can be ingested or absorbed by the biota, and carry toxic chemicals. Microplastics include pellets, thermoplastic resins in granulated form, used as raw material by the plastic processing industries. These granule sizes range from 2 to 5 mm and they are released into the environment during their production, transport, and storage. Pellets are normally originated from port facilities and industrial areas, and they consist of persistent materials that cause negative impacts on marine fauna through ingestion and chemicals leaching. This study aimed to detect plastic pellets on beaches of the state of Ceará, characterize their morphology and polymeric composition, and quantify some organic contaminants associated with them. Eight beaches distributed across the coast of Ceará were selected: Praia do Porto, Cumbuco, Iparana, Meireles, Praia do Futuro, Pontal do Maceió, Canoa Quebrada, and Icapuí. Two sampling surveys were conducted, in the dry (second half of 2022) and wet (first half of 2023) periods. The sampling consisted of active search, where the pellets were searched for one hour on the surface of the sand, in the upper portion of the intertidal zone and lower portion of the supralittoral. The pellets were initially quantified and characterized considering size, color, and shape. To identify the types of polymers, RAMAN spectroscopy was used. The following organic contaminants associated to the pellets were analyzed: polychlorinated biphenyls (PCBs), polybrominated diphenyl esters (PBDEs), pyrethroids (PPs), and organochlorines (OCPs). They were analyzed by gas chromatography coupled to an electron capture detector (CG-ECD). 1086 pellets were found on the surface sediments of the sampled beaches, 649 corresponded to the rainy period of 2023, and 437 to the dry period of 2022. The most common morphology found was spherical, followed by flattened spherical, and flattened cylindrical. The most frequent colors were white, yellow, and gray and the most common types of polymers were polyethylene (PE) and polypropylene (PP). The total concentrations of POPs in the pellets ranged from 72.8 to 6289.6 ng/g for PCBs, 93.6 to 1051.6 ng/g for PBDEs, 259.1 to 2912.8 ng/g for PPs, and 50.3 to 1338.3 ng/g for OCPs. It was concluded that environmental and anthropogenic factors affect the distribution and deposition of pellets across the coast of Ceará, and that the concentrations of contaminants were extremely high. However, no consistent patterns related with gradients or defined seasonality could be observed.

Keywords: 1. Microplastics; 2. Synthetic polymers; 3. Marine pollution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– <i>Pellets</i> plásticos em tamanhos, cores e formas variadas	34
Figura 2	– <i>Pellets</i> plásticos e flutuadores da macroalga sargaço (<i>Sargassum</i> sp.) em praias do Ceará	35
Figura 3	– Área de estudo, mostrando a localização dos pontos de coleta de <i>pellets</i> plásticos no litoral do Ceará	39
Figura 4	– Ilustração da área de coleta na faixa praias determinada em todas as praias amostradas	42
Figura 5	– Espectrômetro LabRaman Horiba utilizado na caracterização química dos <i>pellets</i> plásticos coletados no litoral do CE	44
Figura 6	– Espectros padrões de polietileno (PE) e polipropileno (PP)	44
Figura 7	– Algumas etapas da extração de contaminantes orgânicos. (A) amostras pesadas com padrão surrogate PCB 209; (B) adição de hexano; (C) agitação; (D) evaporador rotativo	47
Figura 8	– Fluxograma do método de extração otimizado	48
Figura 9	– Quantidades de <i>pellets</i> plásticos encontrados nas coletas do período seco e chuvoso no litoral do CE	53
Figura 10	– Praia de Iparana que apresenta processo de erosão costeira, sem presença de berma e pós-praia	53
Figura 11	– Linha de detritos na área de coleta: A – Praia do Futuro e B – Praia do Porto.	54
Figura 12	– A: Presença de dunas com vegetação e B: Presença de berma na Praia do Porto	55
Figura 13	– A: Trator coletor de resíduos na praia do Cumbuco e B: Local onde o trator coletor passou	55
Figura 14	– Presença (A) e ausência (B) de linha de detritos em Pontal do Maceió, na primeira e segunda coleta, respectivamente	56
Figura 15	– Ausência (A) e presença (B) de escarpa em Canoa Quebrada, na primeira e	

segunda coleta, respectivamente	57
Figura 16 – Quantidade de <i>pellets</i> por coloração no período seco e chuvoso	58
Figura 17 – Espectro de uma das amostras de polietileno	61
Figura 18 – Espectro de uma das amostras de polipropileno	62
Figura 19 – Espectro desconhecido de uma das amostras	62
Figura 20 – Amostra de PE com pico enfraquecido	64
Figura 21 – Amostra identificada como PE	64
Figura 22 – Concentrações totais de PCBs, PBDEs, PPs e OCPs em ng/g no período seco e chuvoso no litoral do CE	65
Figura 23 – Concentrações (ng/g) dos congêneres de PCBs nas praias amostradas no período chuvoso e seco no litoral do CE	66
Figura 24 – Classificação das concentrações de PCBs em <i>pellets</i> coletados no litoral do CE	67
Figura 25 – Classificação das concentrações de PBDEs em <i>pellets</i> coletados no litoral do CE	69
Figura 26 – Concentrações (ng/g) dos congêneres de PBDEs nas praias amostradas no período chuvoso e seco no litoral do CE	70
Figura 27 – Concentrações (ng/g) dos congêneres de PPs nas praias amostradas no período chuvoso e seco no litoral do CE	71
Figura 28 – Concentrações (ng/g) de DDTs nas praias amostradas no período chuvoso e seco no litoral do CE	74
Figura 29 – Concentrações (ng/g) dos congêneres de BHCs nas praias amostradas no período chuvoso e seco no litoral do CE	75
Figura 30 – Concentrações (ng/g) dos congêneres de OCPs nas praias amostradas no período chuvoso e seco no litoral do CE	76
Figura 31 – Distribuição espacial das concentrações (ng/g) de POPs em <i>pellets</i> do litoral do CE	78
Figura 32 – Resultado da análise de componentes principais (PCA) com base na	

presença de contaminantes orgânicos em *pellets* coletados na costa do CE . 80

Figura 33 – Resultado da análise de similaridade para os grupos de amostras no período seco e chuvoso para *pellets* coletados na costa do CE 81

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Coordenadas geográficas dos pontos de coleta	42
Tabela 2 – Detalhes da curva analítica para PCBs, PBDEs, OCPs e PPs	45
Tabela 3 – Condições cromatográficas do equipamento	49
Tabela 4 – Morfologia dos <i>pellets</i> no período seco	59
Tabela 5 – Morfologia dos <i>pellets</i> no período chuvoso	59
Tabela 6 – Composição polimérica dos <i>pellets</i> encontrados nas praias do Ceará	61
Tabela 7 – Valores mínimos e máximos de concentrações de POPs (ng/g) em diferentes regiões do mundo	79

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BPA	Bisfenol A
BHCs	Hexaclorobenzenos
CE	Ceará
DDD	Diclorodifeniltricloroetano
DDE	Diclorodifenildicloroetileno
DDTs	Dicloro-difenil-tricloroetano
E	Leste
EJP	Estuário Jundiaí-Potengi
ESE	Lés Sudeste
FTIR	Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier
GPS	Sistema de Posicionamento Global
HCHs	Hexaclorohexanos
HPAs	Hidrocarbonetos Aromáticos
LABOMAR	Instituto de Ciências do Mar
LACOr	Laboratório de Análise de Contaminantes Orgânicos
LD	Limite de Detecção
LQ	Limite de Quantificação
mL	Mililitro
mm	Milímetro
NE	Nordeste
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NO ₂	Dióxido de Nitrogênio
OCPs	Organoclorados
O ₃	Ozônio
PBDE	Difenil-esterpolibromado
PCA	Análise de Componentes Principais
PCBs	Bifenilas Policloradas
PE	Polietileno
PET	Polietileno tereftalato
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes

PP	Polipropileno
PPs	Piretróides
PS	Poliestireno
PVC	Policloreto de vinila
RN	Rio Grande do Norte
s	Desvio padrão
S	Solubilidade em água
SE	Sudeste
SO ₂	Dióxido de Enxofre
μL	Microlitro
μm	Micrometro
UV	Ultravioleta
UVA	Ultravioleta A
UVB	Ultravioleta B
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

LISTA DE SÍMBOLOS

% Porcentagem

Σ Somatório

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	HIPÓTESE CIENTÍFICA	21
3	OBJETIVOS	22
2.1	Objetivo geral	22
2.1	Objetivos específicos	22
4	REFERENCIAL TEÓRICO	23
4.1	Características, cadeia produtiva e destino dos plásticos	23
4.2	Degradação dos plásticos	25
4.3	Microplásticos	28
4.3.1	<i>Microplásticos primários e secundários</i>	28
4.3.2	<i>Ocorrência, transporte e distribuição</i>	30
4.3.3	<i>Efeitos adversos</i>	32
4.4	<i>Pellets</i> plásticos	33
4.4.1	<i>Transporte e distribuição no ambiente</i>	34
4.4.2	<i>Impactos ambientais</i>	35
4.4.3	<i>Contaminação e toxicidade</i>	36
5	MATERIAIS E MÉTODOS	39
5.1	Área de estudo	39
5.2	Coleta de amostras	40
5.3	Quantificação e caracterização dos <i>pellets</i>	43
5.4	Identificação polimérica	43
5.5	Análise de contaminantes orgânicos	44
5.6	Controle de qualidade	49
5.7	Análise estatística	50
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
6.1	Identificação e quantificação dos <i>pellets</i>	52
6.2	Caracterização dos <i>pellets</i> : cor, morfologia e tamanho	58
6.3	Identificação polimérica	61
6.4	Contaminantes orgânicos	65
6.4.1	<i>Análises multivariadas</i>	80
7	CONCLUSÃO	82
8	CONSIDERAÇÕES FINAIS	83

1 INTRODUÇÃO

Desde o início da história da humanidade, as regiões costeiras exercem papel de destaque na vida humana. Além de serem fonte de inúmeros recursos naturais, a proximidade com os oceanos sempre possibilitou a navegação e as trocas comerciais e até hoje proporcionam alimento, renda e lazer. Todavia, a expansão urbana e industrial acentuada sem um correto planejamento nessas regiões têm resultado numa série de problemas, como a intensificação da erosão costeira, a alteração da paisagem e a poluição, com destaque para os resíduos plásticos.

Plásticos referem-se a um grupo de materiais sintéticos, maleáveis e flexíveis, que foram desenvolvidos no início do século XX e são amplamente utilizados pela sociedade moderna. Por suas características únicas e possibilidades tecnológicas oferecidas, a indústria de plásticos se expandiu, principalmente após a II Guerra Mundial, e a produção desses materiais assumiu grandes proporções (IVAR DO SUL, 2014).

Contudo, o que acaba sendo uma vantagem do ponto de vista industrial, a má gestão e a destinação inadequada fazem com que os plásticos causem danos significativos ao meio ambiente (AVIO; GORBI; REGOLI, 2017). A poluição plástica constitui um dos principais problemas ambientais da atualidade, afetando ecossistemas costeiros e marinhos em todo o mundo. Estima-se que, anualmente, cerca de 11 milhões de toneladas de plásticos entram no ambiente marinho, aumentando cada vez mais sua prevalência nos oceanos (UNEP, 2021).

A presença de resíduos plásticos em ambientes marinhos e costeiros foi amplamente documentada pela literatura científica especializada nos últimos 40 anos (MOORE, 2008; SILVA, 2019). A acumulação desses detritos já foi relatada em margens de ilhas remotas, ambientes terrestres, na superfície e fundo do oceano e no mar profundo (BARNES *et al.*, 2009). Por ser um material de baixa degradabilidade, o plástico é altamente persistente no ambiente natural (TURNER; ARNOLD; WILLIAMS, 2020), ameaçando habitats e serviços ecossistêmicos. Entre os danos mais visíveis à biota estão a ingestão, emaranhamento, sufocamento e transporte de organismos não nativos e nocivos (BARNES *et al.*, 2009).

Os resíduos plásticos que alcançam os oceanos são oriundos tanto do continente, tendo como fontes as áreas urbanas, o turismo e os rios, quanto do próprio oceano, por embarcações e instalações offshore (WILLIAMS; TUDOR; GREGORY, 2005). Já no mar, grande parte dos resíduos é carregada por correntes e ventos, atingindo praias, manguezais e ilhas oceânicas, podendo também se acumular em giros subtropicais, onde se concentram por mais tempo (ANDRADE NETO, 2014; IVAR DO SUL; COSTA, 2014). Um exemplo disso são as

ilhas de plástico localizadas no Pacífico, entre a costa da Califórnia e do Havaí, onde o acúmulo de toneladas de material plástico foi registrado (LEBRETON *et al.*, 2018).

De modo geral, a poluição marinha causada por plástico gera consequências intergeracionais, devido a capacidade desses materiais se dispersarem em inúmeros tamanhos, formatos e cores e acumularem no ambiente por longo prazo (MMA, 2013; MOORE, 2003). Usualmente, os resíduos plásticos são divididos em categorias relacionadas ao seu tamanho, sendo eles: megaplásticos, macropelásticos, mesoplásticos, micropelásticos e nanopelásticos (GESAMP, 2016). Nas últimas décadas, a comunidade científica tem focado suas pesquisas nos micropelásticos, já que a presença dessas partículas em todas as matrizes ambientais se tornou um problema onipresente (SCHNEIDER, 2018).

Micropelásticos são detritos de plásticos que têm de 0,001 a 5 mm de diâmetro (CAIXETA *et al.*, 2022) e podem ser divididos em dois grupos quanto a sua origem: primários – micropelásticos produzidos diretamente na escala micrométrica, dos quais os mais conhecidos são os *pellets* utilizados para a produção de outros materiais plásticos; e secundários - formados no ambiente por contínuos processos de degradação de fragmentos plásticos maiores (ANDRADY, 2011; MATO *et al.*, 2001). Dentre essas categorias, os *pellets* têm chamado atenção dos cientistas devido à sua incorporação pela biota, à possibilidade de adsorver poluentes químicos, e aos efeitos tóxicos associados a eles, os quais ainda não são totalmente compreendidos. Há inclusive um projeto global de análise de pellets, coordenado pela Universidade de Tóquio, denominado *International Pellet Watch* (IPW). O IPW é um programa de monitoramento global do estado de poluição dos oceanos por POPs e tem um custo relativamente baixo de amostragem (TAKADA, 2006).

Pellets plásticos podem ser encontrados em regiões costeiras, próximos a terminais portuários e centros urbanos e em todos os oceanos do mundo (GESAMP, 2016; MATO *et al.*, 2001). Embora seja uma forma menos perceptível de poluição, sua presença tem sido detectada em diversos locais do planeta, como no Mar de Sargaços (CARPENTER; SMITH, 1972), ao longo da costa do Mar Mediterrâneo (KARAPANAGIOTI; KLONTZA, 2007), no Havaí (MCDERMID; MCMULLEN, 2004), Japão (ENDO *et al.*, 2005), China (FOK *et al.*, 2017), Uruguai (LOZOYA *et al.*, 2016) e Estados Unidos (MOORE *et al.*, 2001).

No Brasil, estudos sobre micropelásticos ainda são recentes e têm ocorrido mais intensamente na região costeira das regiões nordeste e sudeste do país (OLIVATTO, *et al.*, 2018). Os primeiros estudos iniciaram somente no final da década de 2000 (IVAR DO SUL, 2014), quando foram identificados *pellets* no arquipélago de Fernando de Noronha-PE e na praia de Boa Viagem-PE (IVAR DO SUL; SPENGLER; COSTA, 2009). *Pellets* também já

foram relatados na costa de São Paulo (MANZANO, 2009; TANIGUCHI *et al.*, 2016; IZAR *et al.*, 2019), em Niterói-RJ (MONTEIRO, 2022), em Salvador-BA (ANDRADE NETO, 2014) e em Fortaleza-CE (ALMEIDA, 2018). Sua origem tem sido associada às suas fontes, como instalações portuárias e áreas industriais, onde ocorrem perdas de *pellets* para o ambiente (IZAR *et al.*, 2019).

Além disso, estudos têm mostrado que os *pellets* plásticos podem adsorver uma série de poluentes, como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, pesticidas, metais e bifenilas policloradas (TANIGUCHI *et al.*, 2016; OHGAKI *et al.*, 2021), podendo funcionar como carreadores geoquímicos, transportando essas substâncias para áreas remotas distantes de sua origem.

Porém, embora as pesquisas sobre microplásticos tenham aumentado ao longo das costas subtropicais e temperadas do sudoeste do Oceano Atlântico há uma escassez na Margem Equatorial Brasileira (GARCIA *et al.*, 2019). De acordo com Andrade Neto (2014), existe um déficit de informações sobre a dispersão, deposição, concentração e tendências de acumulação de *pellets* ao longo das praias. Há ainda menos informações sobre a ocorrência de contaminantes associados aos *pellets* e suas concentrações. Nesse sentido, investigações científicas são urgentemente necessárias, especialmente na costa do Ceará para ampliar o conhecimento sobre a temática, assim como dos contaminantes associados a eles e seu potencial tóxico para a biota aquática.

A presente dissertação está alinhada aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), especificamente o 14, que trata sobre vida na água, pois visa compreender o impacto ecológico da poluição por plástico, gerando conhecimentos que poderão ser utilizados para a formulação de políticas públicas de combate à poluição marinha e consequente conservação da biota aquática.

2 HIPÓTESE CIENTÍFICA

Esse estudo buscou analisar a presença de *pellets* no litoral do Ceará e quantificar contaminantes orgânicos associados a eles. Assim, a hipótese era de uma maior ocorrência de *pellets* na região metropolitana de Fortaleza e proximidade do porto do Mucuripe, que podem ser fontes possíveis desses grânulos. Acrescido a isto, os *pellets* coletados a oeste dessa região estariam expostos à contaminação e teriam maiores níveis de contaminantes orgânicos. Outra hipótese diz respeito a sazonalidade, onde a maior presença e contaminação de *pellets* ocorreria no período chuvoso, quando ocorre maior arraste de *pellets* para o mar, assim como de poluentes de origem continental. Com relação as áreas turísticas, a hipótese era de uma menor ocorrência de *pellets* nas três praias selecionadas (Peroba, Canoa Quebrada e Pontal do Maceió), devido à maior distância do Porto de Mucuripe e à direção predominante das correntes marinhas, de leste a oeste.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

- Identificar a poluição causada por *pellets* plásticos na costa do Ceará, incluindo zonas portuárias e zonas influenciadas pelo turismo

3.2 Objetivos específicos

- Detectar e quantificar *pellets* no sedimento superficial de praias do litoral cearense;
- Quantificar e caracterizar os *pellets*, quanto à cor, tamanho e formato;
- Determinar a composição polimérica dos *pellets*;
- Analisar a influência do Porto do Mucuripe na distribuição e contaminação dos *pellets* plásticos na costa oeste e leste do CE;
- Verificar a influência da sazonalidade na presença e composição química de *pellets* plásticos em praias do CE;
- Determinar e quantificar alguns contaminantes orgânicos associados aos *pellets* plásticos encontrados no litoral do CE;

4 REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 Características, cadeia produtiva e destino dos plásticos

Os plásticos são polímeros orgânicos sintéticos (RIOS; MOORE; JONES, 2007) de importância no nosso cotidiano, pois sua utilização para os mais variados fins trouxe diversos benefícios para a sociedade. Devido às suas características, eles vêm sendo empregados como substitutos ao vidro, à madeira e ao papel, já que são substitutos baratos e duráveis para uma variedade de aplicações, demandando sua produção em larga escala (ANDRADY, 2011).

A diversidade de polímeros e a versatilidade de suas propriedades explicam o sucesso dos plásticos como material (ANDRADY; NEAL, 2009). Suas propriedades são únicas: são transparentes, fortes, leves e duráveis, podem ser empregados em grande faixa de temperatura, possuem isolamento térmico e elétrico, barreira ao oxigênio e à umidade, resistência a produtos químicos, à luz e à corrosão, além de baixo custo (ANDRADY; NEAL, 2009; THOMPSON *et al.*, 2009; ANDRADY, 2011).

Outro atributo relevante, é que, dependendo dos usos, características e propriedades dos plásticos, outras substâncias podem ser misturadas aos polímeros, como por exemplo, os aditivos químicos/plastificantes (ANDRADY; NEAL, 2009; SZYCHOWSKI; WÓJTOWICZ, 2013). A utilização desses compostos serve para prolongar a vida útil das resinas, reduzir a fragilidade, aumentar a flexibilidade, e fornecer resistência à degradação microbiana, entre outras finalidades (DARBRE, 2020; THOMPSON *et al.*, 2009).

O plástico pode ser produzido a partir de diferentes matérias-primas e com propriedades variadas, mas a principal é derivada do petróleo bruto e gás natural (RIOS; MOORE; JONES, 2007; ZAMORA *et al.*, 2020). Entretanto, no estado bruto o petróleo não possui aplicação comercial, devendo ser submetido ao processo de refino, o qual é realizado em diferentes etapas, gerando subprodutos como a gasolina, diesel, gás natural e nafta (PEREIRA, 2014).

A nafta é a fração mais relevante para o setor petroquímico, pois através do seu craqueamento nas indústrias de primeira geração são produzidos petroquímicos básicos como, por exemplo, as olefinas (eteno, butadieno e propeno) e os aromáticos (xileno, benzeno e tolueno) (GOMES; DVORSAK; HEIL, 2006; ABIPLAST, 2017). As indústrias de segunda geração são responsáveis por utilizar os petroquímicos básicos para fabricação das resinas termoplásticas, produzidas na forma de grânulos (*pellets*) ou em pó, sendo os *pellets* a forma mais comercializada (PEREIRA, 2014).

Já as indústrias de terceira geração são encarregadas de processar e moldar os *pellets* em produtos plásticos como embalagens, peças e utensílios, destinando-os a diversos usos e segmentos, como construção civil, automotivo, eletrônico, elétrico, farmacêutico, alimentação, utilidades domésticas, supermercados, entre outros (GOMES; DVORSAK; HEIL, 2006; HIRATUKA *et al.*, 2007).

Os tipos de polímeros mais produzidos pelas indústrias são o polietileno (PE), o polipropileno (PP), o policloreto de vinila (PVC), o poliestireno (PS) e o polietileno tereftalato (PET) representando cerca de 90% da produção mundial (ANDRADY; NEAL, 2009). No Brasil, os tipos mais utilizados pelas empresas são PE (20,5%), PP (20,1%) e PVC (14,9%) (ABIPLAST, 2021).

Em 2020, a produção mundial de resinas termoplásticas atingiu 367 milhões de toneladas (ABIPLAST, 2021). No Brasil, a produção aumentou ao longo dos anos, sendo que em 2019, as indústrias brasileiras produziram aproximadamente 8,4 milhões de toneladas (ABIPLAST, 2020). Além disso, o país tornou-se o maior produtor de resinas termoplásticas na América Latina, representando 2% da produção global (ABIPLAST, 2021).

No setor de transformados plásticos, a produção mundial atingiu 380 milhões de toneladas em 2022, dos quais os produtos de uso único representaram 50% da produção total (PLASTIC OCEANS, 2022). Além disso, é prevista uma taxa anual de aumento global na produção de plásticos de 4,5%, entre 2017 e 2100 (PLASTICS EUROPE, 2016), agravando o problema. De acordo com o relatório do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) a maior parte da produção moderna de plástico mudou de plásticos duráveis para os de uso único (GIACOVELLI *et al.*, 2018), sendo as embalagens o tipo dominante (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017).

No entanto, embora os materiais plásticos sejam amplamente utilizados em diversos setores da sociedade, sua produção crescente gera muitos resíduos, que na maioria das vezes são descartados incorretamente. Estima-se que apenas 6% do plástico produzido em todo o mundo sejam destinados à reciclagem, o que significa que 94% são destinados a aterros sanitários ou liberados no meio natural (ALIMI *et al.*, 2018). A respeito do Brasil, o país é o 4º maior produtor de resíduo plástico no mundo, ficando atrás apenas dos Estados Unidos, China e Índia, produzindo em média 11 milhões de toneladas por ano, o que equivale a cerca de 11% do total mundial, e somente 1,28% é destinado a reciclagem (WWF, 2019).

Conforme Rios, Moore e Jones (2007), a destinação inadequada de resíduos plásticos, juntamente com sua durabilidade, faz com que estes se caracterizem como um dos poluentes mais persistentes no ambiente. Contudo, estima-se que a produção dobrará nos próximos vinte

anos (LEBRETON; ANDRADY, 2019), devido ao aumento populacional e da renda per capita, que ocasionará maior consumo (JAMBECK *et al.*, 2015).

Nesse sentido, algumas alternativas devem ser empregadas para que o material ao final de sua vida útil não seja liberado no meio. As tecnologias para reciclagem são uma importante alternativa para evitar a poluição por plásticos, pois contribuem para uma significativa redução da introdução de plásticos no ambiente (LANGE, 2021). Outra maneira eficiente para essa questão é reduzir a geração e o uso de plástico e assim diminuir sua liberação (JAMBECK *et al.*, 2015).

Kibria *et al.* (2023) afirmam que para mitigar a poluição plástica, faz-se necessária a implementação de múltiplas estratégias sustentáveis e eficazes, como políticas públicas que aumentem a conscientização da população, o fortalecimento de leis governamentais, melhoria dos sistemas de gerenciamento de resíduos e a introdução de técnicas adequadas de coleta e tratamento.

4.2 Degradação dos plásticos

No ambiente, os materiais plásticos podem sofrer degradação, pois vários mecanismos influenciam na quebra da cadeia polimérica induzindo alterações nas suas propriedades. De acordo com Andradý (2011), a degradação é uma alteração química que causa a diminuição do peso molecular do polímero e enfraquece o material, tornando-o quebradiço o suficiente para se transformar em fragmento. Além disso, esse processo é influenciado pela estrutura química do material polimérico e por fatores ambientais, como temperatura, salinidade, concentração de oxigênio, luz solar, e condições ácidas ou alcalinas (CECCARINI *et al.*, 2018; BHER *et al.*, 2022).

Os mecanismos de degradação são divididos em abióticos e bióticos e geralmente são classificados de acordo com o agente causador (BHER *et al.*, 2022; ANDRADY, 2011). Assim, os plásticos podem ser degradados por fotodegradação (ação de luz), degradação térmica (ação de altas temperaturas), hidrólise (reação com água), degradação mecânica (forças externas), degradação oxidativa (poluentes), e biodegradação (microrganismos) (ANDRADY, 2011; ZHANG *et al.*, 2021; BHER *et al.*, 2022).

A fotodegradação ocorre quando os polímeros são expostos a comprimentos de onda na faixa do espectro ultravioleta (UV), visível, infravermelho ou radiação gama (BHER *et al.*, 2022). Porém, a maior causa de degradação de plásticos no meio ambiente é a fotodegradação proveniente da radiação UV, sendo as radiações UVB (290-315 nm) e UVA (315-400 nm) as

principais responsáveis (HANUN; HASSAN; JIANG, 2021; LIU *et al.*, 2019). A fotodegradação pode ocorrer tanto na ausência (fotólise), quanto na presença (foto-oxidação) de oxigênio, resultando no rompimento das ligações químicas, produção de radicais, deterioração das propriedades mecânicas e amarelamento, levando a um material inútil (BHER *et al.*, 2022; YOUSIF; HADDAD, 2013).

A degradação térmica, por outro lado, acontece em virtude da energia oriunda de temperaturas elevadas, podendo acarretar reações termo-oxidativas na presença de oxigênio, produzindo hidroperóxidos semelhante ao processo da fotodegradação (ZHANG *et al.*, 2021; BHER *et al.*, 2022). Essa degradação induz diferentes mudanças na estrutura do polímero, como envelhecimento físico, perda de dimensões e forma original, processos de cristalização, entre outros (BADIA; GIL-CASTELL; GREUS-RIBES, 2017). No entanto, no meio ambiente é improvável que ocorra esse tipo de degradação devido à alta temperatura necessária, mas a oxidação térmica lenta de plásticos pode ocorrer em conjunto com a fotodegradação a temperaturas moderadas, principalmente em praias e calçadas expostas à radiação solar (ZHANG *et al.*, 2021), sobretudo nas regiões tropicais e equatoriais com alta incidência de raios solares.

Com relação à hidrólise, a tendência de um plástico ser degradado em meio aquoso depende da presença de ligações covalentes hidrolisáveis na cadeia polimérica, como ésteres, éteres, anidridos, amida, carbamida (ureia), éster amida (uretano), entre outros (LUCAS *et al.*, 2008). Alguns parâmetros como temperatura, pH e tempo de reação influenciam a hidrólise de plásticos (LUCAS *et al.*, 2008). Plásticos com estruturas moleculares bem organizadas (domínios cristalinos) dificultam a difusão das moléculas de água, limitando a degradação hidrolítica, enquanto que domínios amorfos são mais facilmente degradados (LUCAS *et al.*, 2008).

A degradação mecânica, por sua vez, está relacionada com forças externas, como compressão, tensão e/ou cisalhamento aplicadas a um polímero (BHER *et al.*, 2022). Essas forças são induzidas pelos ventos e ondas que causam a colisão e a abrasão do material plástico com as pedras e areia, pela turbulência do ar e da água, pressão da neve e danos causados por pássaros (ZHANG *et al.*, 2021; LUCAS *et al.*, 2008). Todavia, o nível de degradação depende das propriedades do polímero, como por exemplo, plásticos que possuem a temperatura de transição vítrea acima da temperatura ambiente, geram rapidamente calor por fricção aumentando as taxas de rachaduras e fragmentação (HANUN; HASSAN; JIANG, 2021). Já plásticos que apresentam menor alongamento no valor de ruptura são mais suscetíveis a se fragmentar (ZHANG *et al.*, 2021). Ademais, o estresse mecânico associado

aos fatores abióticos (temperatura, radiação solar e produtos químicos), resulta na cisão da cadeia polimérica (LUCAS *et al.*, 2008; SINGH; SHARMA, 2008).

A degradação oxidativa acontece devido à presença de poluentes reativos na atmosfera, resultantes de atividades antropogênicas, como ozônio (O₃), dióxido de enxofre (SO₂), dióxido de nitrogênio (NO₂) e compostos orgânicos voláteis (VOCs), que são capazes de degradar certos polímeros (CRAWFORD; QUINN, 2017). Entre os elementos químicos que causam degradação, o oxigênio é o mais poderoso, porque ataca ligações covalentes produzindo radicais livres (LUCAS *et al.*, 2008). Na forma de ozônio, causa a quebra da cadeia, pois pode reagir com a ligação insaturada do polímero, sendo responsável especialmente pelo aumento da taxa de envelhecimento dos plásticos (LIU *et al.*, 2021). Nos mares e oceanos, a salinidade também contribui de forma relevante para a oxidação dos plásticos, a partir da interação com os íons presentes.

Em contrapartida, o processo de biodegradação dos plásticos está relacionado com a deterioração causada por microrganismos, como bactérias e fungos que agem por meios mecânicos, químicos e/ou enzimáticos (ZHANG *et al.*, 2021; GU, 2003). Os microrganismos crescem na superfície e/ou no interior dos plásticos, podendo formar biofilmes aumentando a biodegradação (BHER *et al.*, 2022; LUCAS *et al.*, 2008). Alguns secretam enzimas extracelulares para quebrar substratos poliméricos complexos em oligômeros, dímeros e monômeros e facilitar a absorção celular e posterior metabolização, enquanto outros liberam ácidos levando à despolimerização (BHER *et al.*, 2022; LUCAS *et al.*, 2008). Além disso, os mecanismos abióticos podem potencializar o processo de degradação biótica, aumentando a área de superfície para a colonização microbiana (SINGH; SHARMA, 2008).

Importante ressaltar que a fotodegradação é o mecanismo mais relevante para a degradação dos plásticos, já que os outros são parcialmente mais lentos (BANEGAS, 2021). Conforme Banegas (2021), a hidrólise não é expressiva na água do mar e a biodegradação ocorre lentamente mesmo em ambientes bentônicos. Outro aspecto pertinente, é que a taxa de degradação dos plásticos pode ser afetada por alguns fatores, como a composição química, o peso molecular, o tamanho das partículas, a presença de aditivos e estabilizadores, entre outros (SINGH; SHARMA, 2008). Por exemplo, a presença de cadeias longas de carbono na composição dos termoplásticos reduz grandemente a degradação por microrganismos, já os antioxidantes retardam a oxidação dos plásticos e os estabilizadores previnem a degradação térmica (SINGH; SHARMA, 2008; ARVANITOYANNIS; BOSNEA, 2004; HAHLADAKIS *et al.*, 2018).

Por fim, a degradação, além de ocasionar a fragmentação, também favorece a lixiviação dos aditivos para o ambiente, tais como, corantes, retardantes de chama, plastificantes e outros produtos químicos como ftalatos, bisfenol A (BPA) e éteres de difenila polibromados (PBDE), potencialmente nocivos à saúde humana e animal (MONTAGNER *et al.*, 2021; THOMPSON *et al.*, 2009).

4.3 Microplásticos

O termo microplástico foi inicialmente empregado por Thompson *et al.* (2004), para definir fragmentos plásticos de tamanho reduzido, encontrados em sedimentos e coluna d'água de regiões costeiras em Plymouth, no Reino Unido. Posteriormente, o termo foi consolidado durante o workshop internacional coordenado pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009).

Quanto à definição da escala microscópica, há diferentes classificações na literatura, podendo variar de pesquisador para pesquisador (ANDRADY, 2011). Uma das definições mais utilizadas é a de que microplásticos são fragmentos com diâmetro menor que 5 mm. Porém, a definição mais recente e consensual foi proposta por Frias e Nash (2019), que os definiram como partículas de plásticos de tamanho variando entre 1 µm e 5 mm.

4.3.1 Microplásticos primários e secundários

Os microplásticos podem ter origem em fontes primárias ou secundárias (COLE *et al.*, 2011). Os microplásticos primários são aqueles produzidos em tamanho microscópico para serem utilizados na formulação de determinados produtos (OLIVATTO *et al.*, 2018). Eles têm origem industrial e são representados por *pellets*, flocos, microesferas e pó (ALMEIDA, 2018).

A forma mais comum de microplásticos primários são os *pellets* de pré-produção que geralmente têm tamanhos em torno de 2 a 5 mm (GESAMP, 2016). Dependendo de sua composição polimérica e das possibilidades de uso, suas características de forma, peso, coloração e densidade variam (FALCÃO; SOUZA, 2014).

As microesferas utilizadas na formulação de cosméticos e produtos de higiene pessoal como, por exemplo, sabonetes, esfoliantes e creme dentais também representam um tipo de microplástico primário (MONTAGNER *et al.*, 2021). Para Browne *et al.* (2009), esses produtos contêm minúsculas partículas de polietileno e poliestireno com menos de 1 mm de

diâmetro. Entretanto, Fendall e Sewell (2009) demonstraram que essas partículas podem variar em forma, tamanho e composição, dependendo do produto.

Outra fonte de microplástico primário refere-se aos pequenos grânulos plásticos, utilizados nas tecnologias de jateamento de ar (air blast) e abrasivos industriais para remover ferrugem, tinta e outros contaminantes de superfícies de aço, como cascos de navios, máquinas e motores (BROWNE; GALLOWAY; THOMPSON, 2009). Essas partículas contêm acrílico, melamina e poliéster e seu tamanho é de cerca de 0,25 a 1,7 mm (BROWNE; GALLOWAY; THOMPSON, 2009).

Em contrapartida, os microplásticos secundários são derivados de materiais plásticos maiores que foram produzidos para uma dada finalidade (garrafas, canudos, sacolas, embalagens de alimentos) e que, por terem sido descartados inadequadamente, podem se fragmentar devido a fatores ambientais, como pH, temperatura, foto-oxidação, abrasão física, presença de microrganismos e salinidade (HANUN; HASSAN; JIANG, 2021; CECCARINI *et al.*, 2018; BHER *et al.*, 2022).

Embora a fonte mais comum de microplásticos secundários seja a fragmentação de macrolásticos expostos a intempéries ambientais, outras fontes também contribuem potencialmente para a geração de microplásticos secundários (LARA, 2022). No tráfego de transportes, por exemplo, os pneus dos veículos, compostos de borracha natural e sintética (estireno-butadieno), se desgastam devido ao atrito com o asfalto que causa cisalhamento e calor no pneu, liberando partículas (WALDSCHLÄGER *et al.*, 2020; KOLE *et al.*, 2017).

Na indústria têxtil, fibras sintéticas, como poliéster e nylon, são utilizadas para a produção de roupas, tapetes, carpetes e estofados e são liberadas por meio da lavagem mecânica (NAPPER; THOMPSON, 2016; CARR, 2017). As tintas também são um exemplo de microplásticos secundários. Elas possuem aglutinantes de polímeros como ingredientes principais e se desprendem de navios, veículos, edifícios e demarcações rodoviárias tanto por deterioração natural quanto na manutenção, reparação ou remoção desse material (GAYLARD; BATISTA NETO; FONSECA, 2021).

As atividades agrícolas, pesqueiras e turísticas são outra fonte. Os plásticos são bastantes utilizados na agricultura em estufas, redes de proteção, tubos de irrigação, recipientes de plantio e em revestimento para fertilizantes e pesticidas para liberação lenta (LWANGA *et al.*, 2022). Na pesca, redes, cordas, linhas e potes são utilizados como equipamentos e são abandonados ou perdidos (XUE *et al.*, 2020). O turismo produz uma grande quantidade de lixo que é descartada ao longo das praias, seja por falta de locais para acondicionamento ou comportamento dos usuários (DERRAIK, 2002; TURRA *et al.*, 2020).

Os plásticos provenientes dessas atividades ficam expostos e submetidos ao intemperismo, produzindo fragmentos cada vez menores (LWANGA *et al.*, 2022; XUE *et al.*, 2020).

4.3.2 Ocorrência, transporte e distribuição

A presença de pequenos detritos de plásticos foi relatada pela primeira vez na literatura científica no início da década de 1970, quando diferentes cientistas encontraram esférulas plásticas, menores que 5 mm, na costa da Nova Inglaterra e no Mar dos Sargaços - Atlântico Norte (CARPENTER; SMITH, 1972; CARPENTER *et al.*, 1972; COLTON JUNIOR; BURNS; KNAPP, 1974).

Atualmente, muitos microplásticos estão presentes em ecossistemas naturais, sendo considerados resíduos onipresentes (HAHLADAKIS, 2020). Pequenos fragmentos de plásticos já foram relatados e ocorrem em águas superficiais oceânicas (BANEGAS *et al.*, 2022), em giros oceânicos subtropicais (BRACH *et al.*, 2018) e em regiões remotas como o Ártico, o Oceano Antártico e o mar profundo (MORGANA *et al.*, 2018; BARNES; WALTERS; GONÇALVES, 2010; VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2013).

Além dos oceanos, os microplásticos também podem ser identificados em outros sistemas aquáticos como lagos e rios (EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015), em zonas úmidas e manguezais (PADUANI, 2020; MENDES; FERNANDES, 2022), nas camadas mais profundas dos sedimentos (MCDERMID; MCMULLEN, 2004), em sedimentos de praias arenosas (IVAR DO SUL *et al.*, 2013; ALMEIDA, 2018), nos solos e até na atmosfera (SCHEURER; BIGALKE, 2018; REN *et al.*, 2021; ZHANG *et al.*, 2020).

Uma grande quantidade de fatores influencia na abundância de microplásticos no meio ambiente, incluindo densidade, condições antropogênicas e ambientais (HANUN; HASSAN; JIANG, 2021). Pesquisadores demonstraram que esses detritos não são estáticos e circulam de um ecossistema para outro, dada a dinâmica com que são transportados, fazendo com que sejam encontrados em todas as matrizes ambientais (RODRIGUES *et al.*, 2018; MONTAGNER *et al.*, 2021).

Em geral, a má gestão dos resíduos plásticos, incluindo ausência de coleta e de locais adequados para sua disposição final, é uma das razões que aumenta os riscos de sua entrada nos cursos d'água (TURRA *et al.*, 2020). Os plásticos têm um longo tempo de residência nos solos, sendo estes um provável sumidouro ao longo prazo para microplásticos (HORTON *et al.*, 2017). Além disso, eles podem ser lixiviados para a água subterrânea ou carregados por escoamento superficial, chegando em lagos e rios, podendo atingir oceanos (LWANGA *et al.*,

2022). Eriksen *et al.* (2014) estimaram que existem pelo menos 5,25 trilhões de partículas plásticas nos oceanos, onde mais de 92% correspondem a microplásticos.

Os microplásticos primários e secundários podem entrar no ambiente marinho por meio de várias rotas (WANG; ZHAO; XING, 2021). O transporte do continente para os oceanos pode ocorrer via estações de tratamento de águas residuais, escoamento superficial, vento, águas pluviais, derrames acidentais, precipitação atmosférica, lixo macrolástico e rios, sendo estes um dos caminhos dominantes (DUIS; COORS, 2016; UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017; ELIZALDE-VELÁZQUEZ; OLIVÁN-GÓMEZ, 2021; ANDRADY, 2011). Conforme estimativas de Lebreton *et al.* (2017), a entrada de plástico no oceano através dos rios poderia atingir 1,15 a 2,41 milhões de toneladas por ano.

As microesferas presentes em cosméticos e as fibras sintéticas provenientes da lavagem de roupas são descartadas juntamente com os efluentes domésticos, chegando às estações de tratamento, onde não são completamente removidas, acabando por alcançar os corpos hídricos (BROWNE; GALLOWAY; THOMPSON, 2009; MONTAGNER *et al.*, 2021). Segundo Brownie *et al.* (2011), mais de 1900 fibras podem ser liberadas durante a lavagem de uma peça de roupa, podendo chegar a mais de 100 fibras por litro de efluente.

As partículas de pneus e tintas podem ser depositadas nas estradas, transportadas pelo vento ou escoadas pela água da chuva para a rede de águas pluviais e chegar aos rios e oceanos (BAENSCH-BALTRUSCHAT *et al.*, 2021; GAYLARD; BATISTA NETO; FONSECA, 2021). Petrechos de pesca abandonados, perdidos ou descartados flutuam na água do mar ou são depositados na linha de costa ou fundo marinho (TURRA *et al.*, 2020), gerando partículas cada vez menores. Segundo Richardson, Hardesty e Wilcox (2019), estima-se que 5,7% de todas as redes de pesca e 29% de todas as linhas de pesca são abandonadas, perdidas ou descartadas no mar, eliminando opções de tratamento sustentáveis.

As propriedades físico-químicas dos microplásticos também afetam o seu transporte e distribuição no ambiente. Dependendo da sua composição e densidade, essas partículas podem apresentar diferente distribuição na coluna d'água. Polímeros de PE e PP, tendem a ser flutuantes, pois são menos densos que a água, enquanto PVC, PS e PET podem ser mais densos que a água e afundar, ou permanecer na coluna d'água (GUO; WANG, 2019). A formação de biofilmes na superfície do microplástico é outro fator que pode influenciar no transporte vertical (WALDSCHLÄGER *et al.*, 2020). Um estudo realizado por Hoellein *et al.* (2019), demonstrou que *pellets* e fragmentos sedimentam mais rápido devido à formação de biofilme em sua superfície.

Algumas condições ambientais também tendem a afetar a ocorrência dessas partículas. As estações do ano e as condições climáticas, como chuvas e inundações podem facilitar o transporte de microplásticos para corpos d'água (SCIRCLE *et al.*, 2020), enquanto processos hidrodinâmicos, marés e ondas podem causar a ressurgência de microplásticos antes sedimentados (WANG *et al.*, 2017), assim como seu transporte para áreas distantes.

4.3.3 Efeitos adversos

Após chegarem ao ecossistema marinho, os plásticos podem causar efeitos adversos à biodiversidade. Os principais efeitos observados são o emaranhamento, que compromete a mobilidade e causa sufocamento de peixes, aves e mamíferos marinhos (LAIST, 1997), a ingestão (MASCARENHAS; SANTOS; ZEPPELINI, 2004), e a exposição a produtos químicos associados ao plástico (ALIMBA; FRAGGIO, 2019). No entanto, em comparação a essas consequências, os microplásticos têm efeitos muito mais deletérios sobre os organismos, abrangendo deficiência, aptidão física reduzida, desregulação de funções fisiológicas e mortalidade (NAIK *et al.*, 2019; MA *et al.*, 2020).

Nos ecossistemas aquáticos, os microplásticos podem flutuar, se dispersar na coluna d'água ou depositar no sedimento, onde interagem com a biota, podendo ser ingeridos por diversas espécies. De modo geral, alguns fatores como o tamanho, a densidade, a abundância e a cor atuam sobre a sua biodisponibilidade. Conforme Wright, Thompson e Galloway (2013), o tamanho pequeno os torna disponíveis para os organismos dos níveis tróficos mais baixos, como aqueles que vivem no plâncton; a densidade, determina se os grânulos ficarão na superfície, coluna d'água ou sedimento, contribuindo para a ingestão de diferentes tipos de polímeros; a abundância, aumenta as possibilidades de os organismos encontrarem uma partícula; e a cor, que pode favorecer a ingestão, devido à semelhança com as presas.

Um dos principais problemas relacionados aos microplásticos consiste na ingestão pela biota aquática, como aves marinhas (NAVARRO *et al.*, 2023), tartarugas marinhas (CARON *et al.*, 2018), peixes (DANTAS *et al.*, 2020), organismos zoobentônicos, como moluscos bivalves (BRUZACA *et al.*, 2022) e crustáceos (HARA, FRIAS; NASH, 2020), e animais do zooplâncton como copépodes (COLE *et al.*, 2013) e larvas de peixes (STEER *et al.*, 2017). Os principais efeitos incluem perturbações no sistema digestivo como obstruções e penetração nas células sanguíneas, atingindo outros tecidos, causando falsa saciedade, diminuição da alimentação, com consequente perda de peso (BROWNE *et al.*, 2008; TURRA *et al.*, 2020; COLE *et al.*, 2013).

Além disso, os microplásticos representam uma fonte importante de bioacumulação e biomagnificação de poluentes, apresentando efeitos toxicológicos. Esses efeitos estão relacionados a transferência de contaminantes químicos aderidos a sua superfície para a biota, causando mutagenicidade (ARAÚJO *et al.*, 2020), genotoxicidade (SUN *et al.*, 2021) e distúrbios no desenvolvimento e reprodução (KIM *et al.*, 2022). Um estudo realizado por Guimarães, Charlie-Silva e Malafaia (2021), expôs a curto prazo peixe-zebra juvenis a microplásticos de poliestireno envelhecidos e estes induziram neurotoxicidade e citotoxicidade.

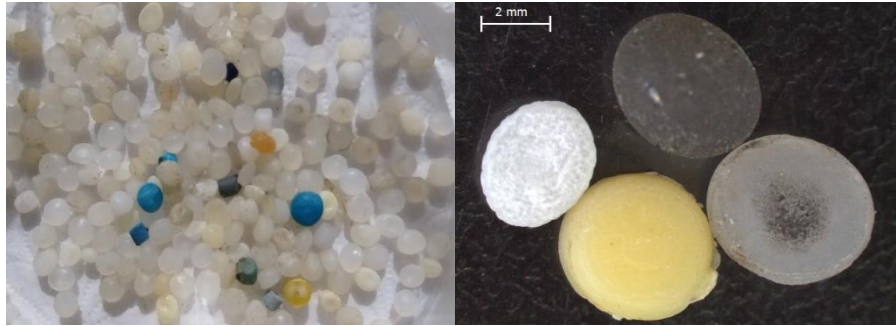
Os microplásticos também podem ameaçar os seres humanos. Eles podem interagir com o corpo humano por meio de várias rotas de exposição, como inalação, ingestão e contato dérmico (PRATA *et al.*, 2020). Estudos já relataram a presença dessas partículas no leite materno (RAGUSA *et al.*, 2022), na placenta humana (RAGUSA *et al.*, 2021) e seu potencial genotóxico em linfócitos do sangue periférico humano (ÇOBANOĞLU *et al.*, 2021).

4.4 Pellets plásticos

Pellets plásticos (Figura 1), constituem uma relevante fração de fontes primárias de microplásticos. Eles são um componente importante na composição do lixo marinho e consistem em pequenos grânulos de forma cilíndrica ou esférica, com diferentes colorações (OLIVATTO *et al.*, 2018; MATO *et al.*, 2001). Normalmente essa coloração é clara, branca ou esbranquiçada, mas também pode ter outros tons, como vermelho, preto, violeta e azul, quando se utiliza corantes na fabricação (EPA, 1992). Além disso, *pellets* presentes no ambiente tendem a tornar-se escurecidos (Endo *et al.*, 2005), havendo uma relação entre cor e concentração de poluentes orgânicos adsorvidos a eles (Endo *et al.*, 2005; Izar *et al.*, 2022; Tanigushi *et al.*, 2016).

Pellets são compostos por diferentes polímeros, sendo polietileno (PE), polipropileno (PP) e poliestirenos (PS) os mais comuns (OGATA *et al.*, 2009). Após serem produzidos, são empacotados e transportados para as indústrias de transformação, onde são transformados em diferentes produtos (EPA, 1992). Eles são moldados como microplásticos, para facilitar seu transporte, manipulação e processamento (WILBER, 1987).

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



Fonte: elaborado pela autora

4.4.1 Transporte e distribuição no ambiente

Os *pellets* plásticos, podem ser lançados acidentalmente no meio ambiente, tendo como destinação final o ambiente costeiro (OHGAKI *et al.*, 2021). Uma vez liberados, eles são carregados pela água da chuva, rios e córregos e chegam ao oceano (MATO *et al.*, 2001). Além disso, os terminais portuários e indústrias de plásticos são fontes pontuais dessas resinas para o ambiente marinho (VEERASINGAM *et al.*, 2016; KARLSSON *et al.*, 2018). Karlsson *et al.* (2018), identificaram que uma indústria de plástico na Suécia pode contribuir para a liberação de até 36 milhões de *pellets* para o ambiente anualmente. Segundo o mesmo autor, as resinas plásticas também podem ser transportadas em grande escala, pois são encontradas em praias que não estão próximas às indústrias petroquímicas ou de polímeros (por exemplo IVAR DO SUL; SPENGLER; COSTA, 2009). Assim, a distância entre as fontes de *pellets* e os locais onde são encontrados é um fator que deve ser levado em conta na avaliação e monitoramento dos impactos desse resíduo (IZAR *et al.*, 2019).

Devido a sua persistência no ambiente, os *pellets* podem ser encontrados em grandes quantidades nos oceanos e em regiões costeiras com distribuição variável (OGATA *et al.*, 2009; THOMPSON *et al.*, 2004). Sua ocorrência é influenciada pelo vento, maré, padrões de corrente, geografia costeira, atividades de tempestades, processos de acreção/erosão e focos de emissão (BARNES *et al.*, 2009; STORRIER *et al.*, 2007). Além do mais, por possuírem baixa densidade, tendem a flutuar na superfície do mar e encalhar nas praias, podendo ser remobilizados e redistribuídos por fatores citados anteriormente e apresentar gradiente de concentração ao longo do sentido do transporte longitudinal (ANDRADE NETO, 2014). Os *pellets* também podem ser soterrados nas camadas mais profundas do sedimento como resultado de tempestades e ressacas (TURRA *et al.*, 2014).

No que diz respeito à deposição de *pellets* ao longo da faixa de areia, há uma tendência de deposição em duas porções, tanto na linha de deixa da maré na região entre-marés, representando *pellets* recentes acumulados, quanto na região de areia seca do supralitoral, onde tendem a se acumular (WILBER, 1987) durante as ressacas e períodos com ondas maiores e marés com maior amplitude. De acordo com Andrade Neto (2014), a linha de deixa tem acúmulo temporário, pois na próxima preamar o material pode ser remobilizado e depositado em uma nova linha ou voltar para o mar e ficar flutuando, sendo a região pós-praia mais propícia para deposição e acúmulo a longo prazo, devido seu caráter mais estável.

4.4.2 Impactos ambientais

Dentre os impactos causados por *pellets* à fauna marinha, podemos destacar a ingestão por organismos aquáticos como, por exemplo, peixes (MIRANDA; CARVALHO-SOUZA, 2016), aves (COLABUONO *et al.*, 2009) e tartarugas (TOURINHO; IVAR DO SUL; FILLMANN, 2010). Por serem pequenos, os *pellets* acabam sendo confundidos muitas vezes com ovos de peixes (ANANTHASWAMY, 2001) e flutuadores de sargaço, uma espécie de alga marinha (Figura 2) aumentando dessa forma as chances de ingestão.

Figura 2- *Pellets* plásticos e flutuadores da macroalga sargaço (*Sargassum* sp.) em praias do Ceará



Fonte: elaborado pela autora

Pellets plásticos também podem interferir nas propriedades físicas do sedimento das praias, podendo causar alterações no perfil térmico e na permeabilidade do mesmo, e consequentemente, aumentar sua temperatura (CARSON *et al.*, 2011; ANDRADY, 2011). Mudanças de temperatura no sedimento praias podem representar ameaças para organismos,

como tartarugas marinhas, pois isso poderia afetar o ambiente de nidificação, o sucesso reprodutivo e a determinação sexual de sua prole (BECKWITH; FUENTES, 2018).

Outro impacto dos *pellets*, é que sua superfície pode funcionar como um substrato artificial muito vantajoso para a fixação de diferentes grupos de organismos (REISSER *et al.*, 2014). De acordo com Zettler, Mincer e Amaral-Zettler (2013), a natureza hidrofóbica dos plásticos promove a formação de biofilme e o estabelecimento de comunidades microbianas específicas, formando um ecossistema conhecido como “Plastisfera”.

A plastisfera pode ser constituída por diversas espécies de vírus, bactérias, algas e invertebrados, incluindo organismos patogênicos (AMARAL-ZETTLER; ZETTLER; MINCER; 2020; OBERBECKMANN; LABRENZ, 2020). Essas comunidades podem estimular a ingestão de microplásticos por organismos marinhos, devido ao seu cheiro (AMARAL-ZETTLER *et al.*, 2015), ser dispersadas entre ambientes e transportar espécies invasoras (LACERDA *et al.*, 2022; RECH *et al.* 2016). Estudos demonstraram que *pellets* foram colonizados por *Escherichia coli* e *Vibrio* spp. em praias balneares públicas da Europa (RODRIGUES *et al.*, 2019) e por ovos de um inseto aquático do gênero *Halobates*, no litoral sul do estado da Bahia (MAJER *et al.*, 2012), evidenciando seu potencial para transporte e dispersão de organismos.

4.4.3 Contaminação e toxicidade

Embora os plásticos sejam considerados materiais bioquimicamente inertes no ambiente devido à sua estrutura molecular volumosa (HAMMER *et al.*, 2012; ROCHMAN *et al.*, 2019), a maioria desses materiais possui diversos compostos químicos em suas estruturas, que podem ser incorporados de duas maneiras: aditivos industriais e poluentes adsorvidos (ROCHMAN *et al.*, 2019; MATO *et al.*, 2001).

Os aditivos, referem-se a uma série de produtos químicos adicionados aos polímeros durante a fabricação para alterar ou promover características aos mesmos, como estabilizantes, antioxidantes, bisfenol A (BPA), ftalatos e retardantes de chama, como o difenil-esterpolibromatado (PBDE) (THOMPSON *et al.*, 2009). No ambiente, pode ocorrer processos de lixiviação, resultando na liberação desses compostos e, dada a sua natureza lipofílica, existem alegações de que podem atravessar membranas celulares e participar de reações bioquímicas, produzindo efeitos tóxicos (HAMMER *et al.*, 2012). Nobre *et al.* (2015) e Izar *et al.* (2019) demonstraram que lixiviados de *pellets* causavam efeitos deletérios sobre invertebrados marinhos.

A adsorção de compostos químicos hidrofóbicos presentes na água do mar, ocorre devido à natureza hidrofóbica das superfícies plásticas (MATO *et al.*, 2001). Poluentes orgânicos persistentes (POPs), são sorvidos aos plásticos, podendo chegar a fatores de concentração maiores que 10^6 (MATO *et al.*, 2001; OGATA *et al.*, 2009). Esses produtos químicos são bastantes tóxicos, podendo penetrar nas células e interagir com moléculas, causando estresse, cânceres, e deteriorar funções endócrinas e imunológicas (TEUTEN *et al.*, 2009; TURRA *et al.*, 2020). Além disso, esses compostos são capazes de bioacumular no trato gastrointestinal de animais (TANAKA *et al.* 2013), bloquear a produção de enzimas, diminuir os níveis de hormônios esteroides (WRIGHT *et al.*, 2013) e resultar em dimorfismo sexual (HIRAI *et al.*, 2011).

Entre os contaminantes associados aos *pellets*, podemos citar as bifenilas policloradas (PCBs), produtos químicos sintéticos que eram usados para fins industriais como lubrificantes, óleos hidráulicos, tintas e adesivos (ANTUNES *et al.*, 2013) e que mesmo banidos ainda persistem no meio ambiente (ENDO *et al.*, 2005); os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), presentes no carvão, no petróleo bruto e na gasolina, derivados também da combustão incompleta ou pirólise da matéria orgânica e resíduos industriais, são contaminantes recorrentes no ar, solo, água e alimentos, que se degradam lentamente no ambiente (CETESB, 2018); os éteres difenílicos polibromados (PBDEs), adicionados a produtos eletrônicos, tecidos e espumas para retardar chamas, são detectados em sedimentos, oceanos e animais, sendo altamente persistentes (CETESB, 2020); os piretróides, inseticidas que apesar de não serem persistentes, são altamente tóxicos para peixes e invertebrados aquáticos (YILMAZ; GÜL; ERBAŞLI, 2004); e os compostos organoclorados (banido desde 1985 do Brasil), representados principalmente por agrotóxicos que se acumulam no ambiente e são muito tóxicos, afetando a biodiversidade aquática e terrestre (SANTOS; AREAS; REYES, 2007; KLEINSCHMITT, 2007; SILVA; GARRIDO, 2021).

Como a ingestão é um importante via de exposição a essas toxinas (HIRAI *et al.*, 2011), quando os *pellets* são ingeridos, os compostos químicos presentes podem desorver para o trato digestivo dos animais, devido ao suco gástrico que extrai esses compostos, deixando-os disponíveis para serem absorvidos pelo corpo do animal (TURRA *et al.*, 2020). Depois de liberados, passam a se acumular nos tecidos, podendo também ser transferidos aos níveis superiores da teia trófica, caracterizando o processo de biomagnificação (ENDO *et al.*, 2005).

Um exemplo de transferência de compostos químicos adsorvidos de partículas de plásticos para tecidos de animais foi relatado por Colabuono (2011), que identificou *pellets* contendo PCBs no trato digestório e tecidos de albatrozes e petréis. Chua *et al.*, (2014), também investigou a transferência de PBDE para os tecidos de anfípodas *Allorchestes compressa*, demonstrando o risco de contaminação das cadeias alimentares aquáticas.

O transporte de compostos químicos do plástico para os organismos não ocorre somente por ingestão. Conforme Costa *et al.* (2008), a biota aquática pode ser exposta a agentes tóxicos, por meio da exposição dérmica e tecidos respiratórios, podendo causar distúrbios bioquímicos e fisiológicos. Um estudo comprovou que embriões de ouriço-do-mar (*Lytechinus variegatus*), incubados em água do mar com *pellets* virgens e encalhados em praias sofreram anomalias em seu desenvolvimento (NOBRE *et al.*, 2015). O mesmo aconteceu no experimento conduzido por Silva *et al.* (2016), utilizando o mexilhão marrom (*Perna perna*). Portanto, a ingestão não é a única via de interação da biota aquática com *pellets* contaminados.

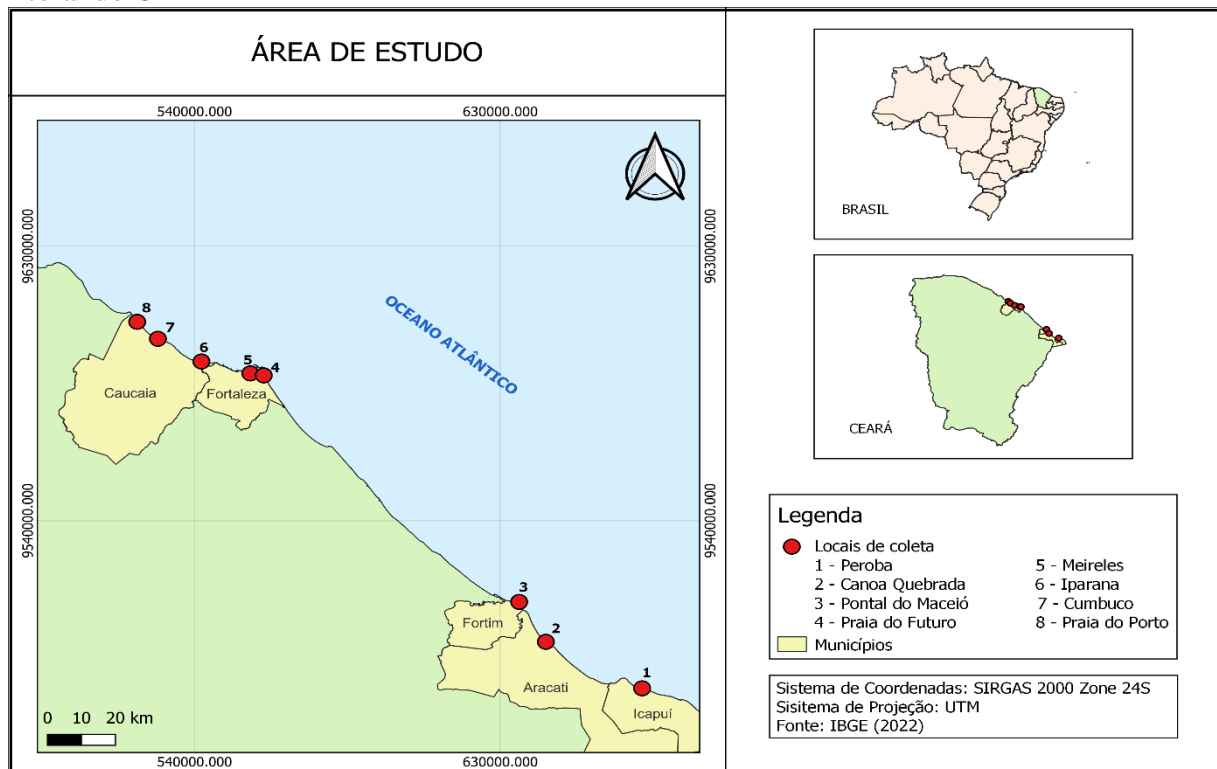
A coloração dos *pellets* também pode influenciar na toxicidade, já que *pellets* amarelados tendem a ter maiores concentrações de poluentes (ENDO *et al.*, 2005), pois provavelmente estiveram na água do mar por mais tempo, com maior probabilidade de sorver compostos orgânicos (OGATA *et al.*, 2009).

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Área de estudo

O litoral do Estado do Ceará possui cerca de 573 km de linha de costa (CLAUDINO SALES; PEULVAST, 2006) e é dividido em setores ambientais estratégicos, sendo eles: Costa Leste, Região Metropolitana de Fortaleza, Costa Oeste e Costa Extremo Oeste (SILVA *et al.*, 2007). Assim, para a presente pesquisa, foram selecionadas oito praias do litoral cearense, três abrangendo o Litoral Leste: uma no município de Icapuí (Peroba), uma no município de Aracati (Canoa Quebrada) e uma no município de Fortim (Pontal do Maceió), e cinco na Região Metropolitana de Fortaleza: duas no município de Fortaleza (Praia do Futuro e Meireles) e três no município de Caucaia (Iparana, Cumbuco e Praia do Porto) (Figura 3). Nos municípios selecionados, as principais atividades econômicas são o turismo, a pesca artesanal, a carcinicultura e o comércio (SILVA; LIMA, 2011), sendo que o município de Fortaleza possui um porto com o mesmo nome, também conhecido como Porto de Mucuripe (BRASIL, 2015).

Figura 3 - Área de estudo, mostrando a localização dos pontos de coleta de *pellets* plásticos no litoral do CE



Fonte: elaborado pela autora

O Porto de Fortaleza está localizado na enseada do Mucuripe e é protegido pelo molhe Titã, de 1910 metros (BRASIL, 2015). Com o início da sua construção, em 1939, e da instalação do molhe para abrigar a bacia portuária, ocorreu a difração das ondas na região, ocasionando o barramento do transporte lateral de sedimentos Leste-Oeste, levando-os para dentro da bacia portuária, originando a Praia Mansa (MORAIS, 1980; MAIA, 1998).

Com base na classificação climática de Koppen-Geiger, a zona litorânea do Ceará possui clima Tropical com Inverno Seco (AW') (MUNIZ *et al.*, 2017), apresentando uma forte irregularidade pluviométrica no decorrer do ano (MARINO; FREIRE; HORN FILHO, 2013). Normalmente, ocorrem dois períodos em função das oscilações da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT): um seco (agosto a dezembro) e outro chuvoso (janeiro a julho), sendo a estação chuvosa propriamente dita de fevereiro a maio e nos meses de junho a julho acontecem as chuvas pós-estação (GUSEV *et al.*, 2004; FUNCEME 2009). Além da ZCIT, a atuação do Vórtice Ciclônico de Altos Níveis (VCAN), as ondas de leste e as brisas também podem influenciar na formação de chuvas na costa (ZANELLA; MELLO, 2006). As temperaturas máximas variam de 29,4°C (março) a 30,7°C (novembro), com valores mínimos de 21,2°C a 23,7°C em janeiro, fevereiro, março e julho (MORAIS *et al.*, 2006).

O regime de ventos no litoral do Ceará é sazonal e coincide com a alternância entre o período seco e chuvoso. As direções predominantes dos ventos são de Sudeste (SE), Lés Sudeste (ESE), Leste (E) e Nordeste (NE) (JESUS, 2014). A ocorrência é controlada pelos alísios de NE e SE e por brisas terrestres e marinhas, podendo gerar ventos médios anuais entre 6 m/s e 9 m/s (AMARANTE *et al.*, 2001). Os maiores valores são registrados de agosto a novembro e os menores em fevereiro e março (MORAIS *et al.*, 2006).

As ondas são formadas pela ação dos alísios de SE e NE, mantendo essas direções ao longo do ano (ZANELLA; MELLO, 2006). Ocorrem também as ondas do tipo *swell* que são formadas no Hemisfério Norte e se propagam até a zona litorânea cearense durante os meses de dezembro a março (Maia, 1998). O regime de marés no litoral cearense pode ser classificado como de mesomarés com alturas variando de 2 a 4 m e semi-diurnas ocorrendo preamar e baixa-mar duas vezes ao dia (ALMEIDA, 2018).

5.2 Coleta de amostras

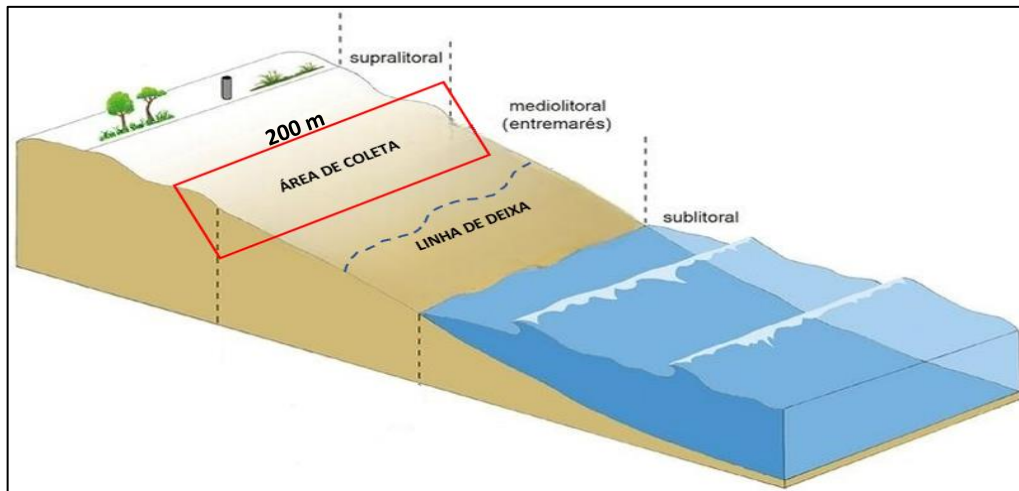
Para avaliar a influência da região portuária do Mucuripe, pontos de amostragem foram estabelecidos desde a cidade de Fortaleza até a região de Catuana (Caucaia), a oeste do porto, nas Praias do Meireles, Iparana, Cumbuco e Praia do Porto, sendo que uma

amostragem foi feita na Praia do Futuro, a leste do porto para estimar níveis de background antes da região portuária. Nesse caso, considerando a direção preferencial das ondas e correntes costeiras (Leste→Oeste), o desenho amostral presumiu que *pellets* eventualmente introduzidos no mar a partir do Porto de Mucuripe seriam transportados para oeste, não atingindo a Praia do Futuro. Também foram estabelecidos pontos de amostragem em Peroba, Canoa Quebrada e Pontal do Maceió para averiguar os níveis de poluição na região leste, distante de áreas industriais e portuárias.

Para verificar a sazonalidade na distribuição dos *pellets*, as coletas foram realizadas durante o período seco de 2022, no mês de novembro (nas oito praias), e no período chuvoso de 2023, no mês de maio (Praia do Futuro e Meireles), junho (Canoa Quebrada e Pontal do Maceió) e julho (Praia do Porto, Cumbuco, Iparana e Peroba), com uma coleta em cada praia, em ambos períodos.

Quanto à metodologia de coleta de *pellets*, importante mencionar que até o momento não há uma metodologia definida ou protocolo de amostragem, sendo aplicadas diversas metodologias em diferentes regiões e profundidades, tornando difícil a comparação entre os resultados obtidos (ANDRADE NETO, 2014). No presente estudo, a metodologia adotada para a coleta de *pellets* foi adaptada de Ogata *et al.* (2009), do método utilizado pelo IPW, desenvolvido por Takada (TAKADA, 2006), de modo a permitir comparações entre os resultados obtidos neste estudo e pelo IPW. Primeiramente, determinou-se uma área amostral de 200m paralela à linha de costa. Nessa área definida, a coleta se deu por busca ativa, onde os *pellets* foram procurados durante uma hora em cada praia, na camada superficial da areia, na porção superior da zona entre-marés e inferior do supralitoral (Figura 4). Em todas as praias, sempre que possível, buscou-se coletar em áreas que tivessem pouca movimentação de turistas e barracas de praias.

Figura 4 - Ilustração da área de coleta na faixa praial determinada em todas as praias amostradas



Fonte: adaptado de Rosa Filho *et al.*, (2015)

Seguindo as instruções do IPW, os *pellets* coletados foram guardados em envelopes de papel, com a devida identificação referente ao local e foram transportados ao Laboratório de Contaminantes Orgânicos (LACOr), da Universidade Federal do Ceará, localizado no Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), onde foram quantificados e classificados. Fragmentos provenientes da degradação de plásticos (pós-consumo) foram desconsiderados da análise.

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

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos pontos de coleta

Pontos	Coordenadas Geográficas			
	Latitude (i)	Longitude (i)	Latitude (f)	Longitude (f)
Peroba	4° 39' 24.61" S	37° 26' 59.11" O	4°39'26.56"S	37°26'59.90"O
Canoa Quebrada	4° 31' 11.06" S	37° 42' 26.39" O	4°31'7.44"S	37°42'31.77"O
Pontal do Maceió	4° 24' 5.711" S	37° 46' 42.20" O	4°24'3.53"S	37°46'48.35"O
Praia do Futuro	3°43'37.04"S	38°27'31.32"O	3°43'31.09"S	38°27'34.47"O
Meireles	3° 43' 29.36" S	38° 29' 30.35" O	3°43'26.64"S	38°30'6.85"O
Iparana	3°41'22.27"S	38°37'18.80"O	3°41'23.44"S	38°37'12.39"O
Cumbuco	3° 37' 24.42" S	38° 44' 9.62" O	3°37'18.22"S	38°44'18.32"O
Praia do Porto	3° 34' 19.46" S	38° 47' 29.97" O	3°34'13.89"S	38°47'33.50"O

Fonte: SIRGAS 2000 / UTM zone 24S. Legenda: i: inicial; f: final.

5.3 Quantificação e caracterização dos *pellets*

Após a coleta, os *pellets* foram quantificados manualmente e caracterizados a olho nu quanto ao tamanho, à forma e à cor. A caracterização morfológica baseou-se na classificação de Almeida (2018): esféricos, esféricos achatados, cilíndricos, cilíndricos achatados, retangulares, cúbicos e irregulares (que não se enquadrava em nenhuma das anteriores).

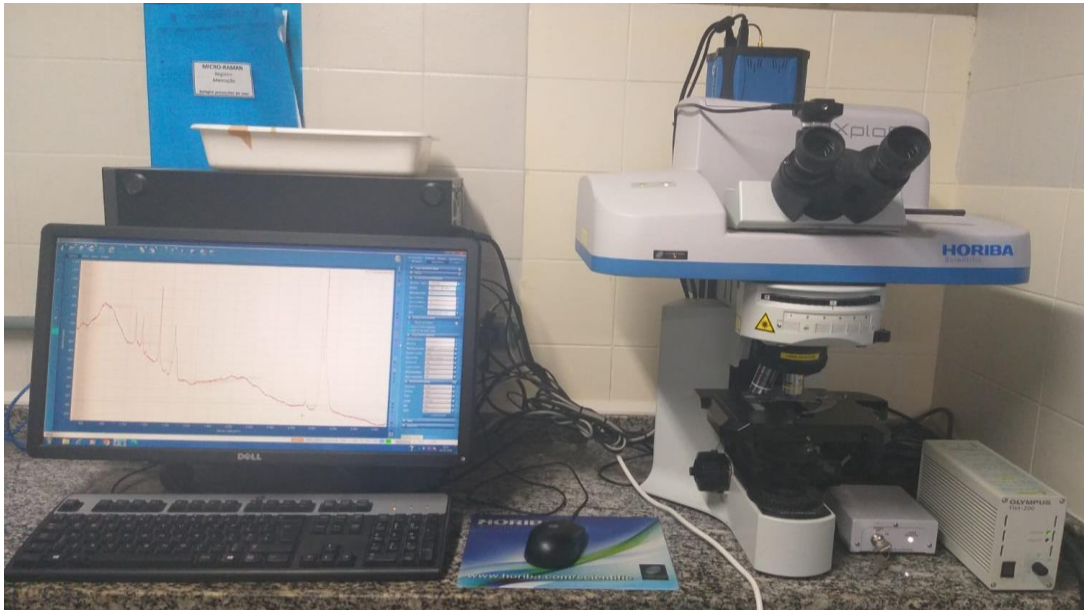
Para a análise da cor, a classificação foi adaptada de Almeida (2018), sendo dividida em: branco/transparentes, amarelo, âmbar, vermelho, azul, verde, cinza, preto, marrom e violeta, sendo estas determinadas visualmente por uma única pesquisadora, para que não houvesse distorção nos resultados. O tamanho dos *pellets* foi determinado com um paquímetro com precisão de 0,05 mm.

5.4 Identificação polimérica

A análise da composição química dos *pellets* foi realizada para identificar o tipo de polímero presente. Assim, foram analisados 100 *pellets* (aproximadamente 10% dos *pellets* disponíveis), de cores, formas e tamanhos variados, por Espectroscopia Raman, já que é uma técnica analítica não destrutiva, requer pouca quantidade de amostra e é conveniente para análises ambientais (SILVA *et al.*, 2018). No espectrômetro Raman, acontece a dispersão inelástica da radiação eletromagnética por meio da radiação monocromática incidida na amostra, causando alterações vibracionais na molécula, que modifica o momento dipolar e captura os fótons com energias distintas, gerando assim os espectros (GOH; ISMAIL; NG, 2017).

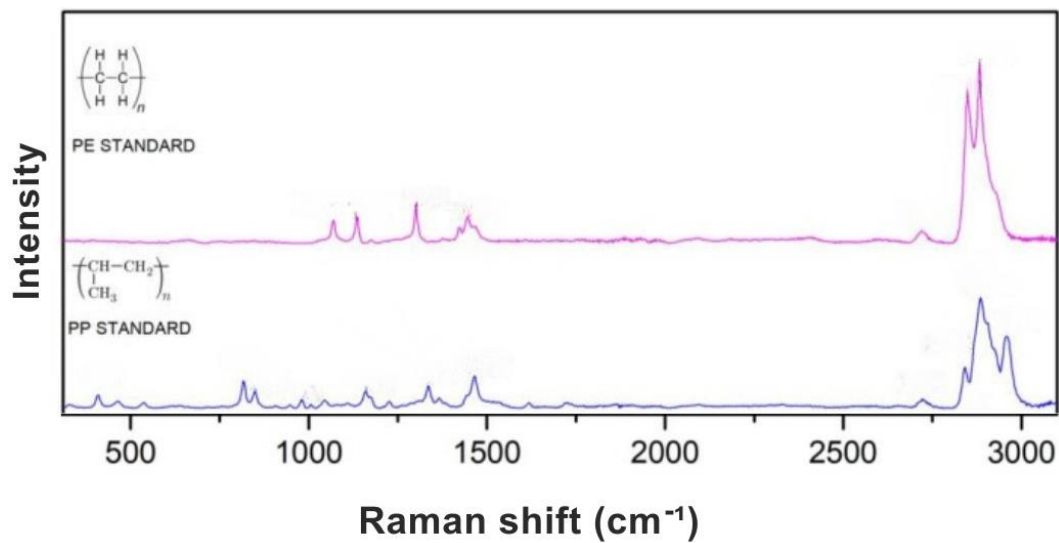
As medidas foram realizadas mediante o espectrômetro LabRaman da marca Horiba (Figura 5), localizado no Laboratório Multidisciplinar de Pesquisa Odontológica, da UFC. Utilizou-se um laser com um comprimento de onda de 532 nm e uma faixa espectral de 500 a 3500 cm^{-1} . Cada amostra foi analisada com um tempo de aquisição de 7s e com um número de 15 acumulações para cada região da grade. Os *pellets* foram analisados comparando-se os espectros das amostras com os espectros padrões de PE e PP (Figura 6), disponibilizados por Donato *et al.* (2024), já que esses polímeros são mais amplamente produzidos (IVAR DO SUL; COSTA; FILLMAN, 2014).

Figura 5 - Espectrômetro LabRaman Horiba utilizado na caracterização química dos *pellets* plásticos coletados no litoral do CE



Fonte: elaborado pela autora

Figura 6 - Espectros padrões de polietileno (PE) e polipropileno (PP)



Fonte: adaptado de Donato *et al.* (2024)

5.5 Análise de contaminantes orgânicos

Os contaminantes analisados abrangeram 48 substâncias, divididas em quatro classes: bifenilas policloradas (PCBs, com sete compostos), difenil-esterpolibromado (PBDEs,

também com 7 compostos), piretróides (PPs, com 12 compostos), e organoclorados (OCPs, com 22 compostos). A Tabela 2 detalha seus nomes comuns e a curva analítica.

Tabela 2 - Detalhes da curva analítica para PCBs, PDBES, OCPs e PPs

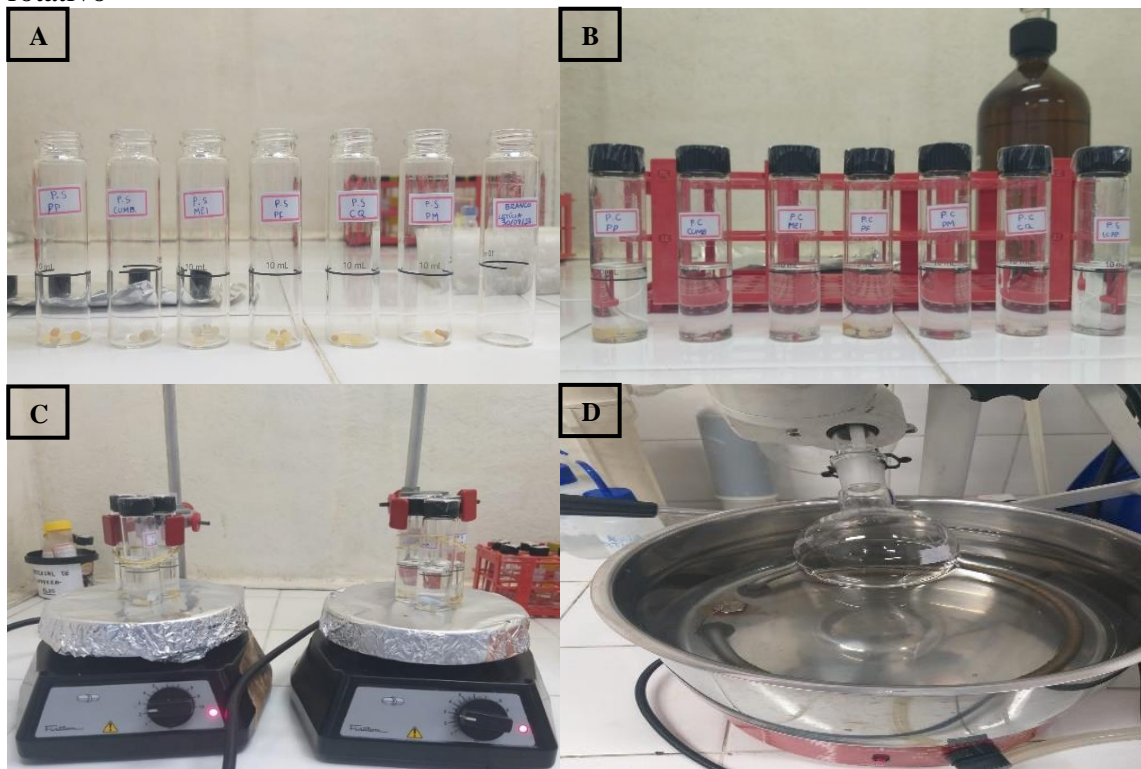
		<i>Regressão linear</i>				
<i>Composto</i>		a (coeficiente linear)	b (coeficiente angular)	Faixa	LD	LQ
<i>PCBs</i>	PCB 28	0.0978	0,0301	5-50	9,99	30,27
	PCB 52	0.0684	0,0196	5-50	18,02	54,60
	PCB 101	0.0903	0,0378	5-50	0,30	0,91
	PCB 118	-0.1135	0,216	5-50	0,56	1,70
	PCB 138	0.1659	0,1197	5-50	0,12	0,36
	PCB 153	0.0540	0,0577	5-50	0,05	0,15
	PCB 180	0.0342	0,074	5-50	0,10	0,29
<i>PBDEs</i>	BDE 28	-0.1122	0,058	5-50	0,16	0,47
	BDE 47	-0.0485	0,0974	5-50	0,07	0,21
	BDE 99	-0.0324	0,0251	0,5-100	0,15	0,47
	BDE 100	0.1445	0,07	5-50	1,53	4,64
	BDE 153	0.1833	0,0694	5-50	0,03	0,10
	BDE 154	0.1693	0,0675	5-50	0,90	2,73
	BDE 183	0.1048	0,0456	5-50	0,61	1,86
<i>OCPs</i>	a-BHC	-0.0654	0,0317	5 - 100	4,92	14,89
	b-BHC	0.1589	0,0274	5 -100	7,67	23,23
	g-HCH	-0.0212	0,0367	5 - 100	1,79	5,42
	d-BHC	-0.0464	0,057	5 -100	3,23	9,79
	Heptachlor	-0.0816	0,0284	5 - 100	10,03	30,39
	Aldrin	-0.1047	0,0496	5 - 100	5,44	16,48
	Heptachlor epoxide	0.2520	0,0605	5 - 100	0,25	0,77
	g-Chlordane	0.3280	0,0764	5 - 100	1,69	5,11
	Endosulfan I	0.7665	0,1152	5-80	0,07	0,22
	cis-Nonachlor	0.7665	0,1152	5 - 100	0,07	0,22
	a-Chlordane	0.2842	0,0826	5 - 100	1,02	3,09
	4,4'-DDE	0.3010	0,1003	5-80	0,20	0,60
	Dieldrin	0.3851	0,0627	5 - 100	0,05	0,16
	Endrin	0.1910	0,0592	5-80	0,33	1,01
	Endosulfan II	-0.1135	0,216	5-50	0,56	1,70
4,4'-DDD	-0.0191	0,0846	5-50	0,14	0,42	
trans-Nonachlor	0.1983	0,1067	5-80	0,01	0,02	
Endrin aldehyde	-0.0997	0,0844	5-50	0,08	0,25	
Endosulfan sulfate	-0.3832	0,074	5-50	0,04	0,13	

PPs	4,4-DDT	-0.0874	0,0553	5-80	0,09	0,29
	Endrin ketone	-0.2628	0,0798	5-50	0,10	0,29
	Methoxychlor	-0.0626	0,0229	5-80	0,20	0,59
	Dichloran	-0.2017	0,0852	1-100	1,00	3,02
	Tefluthrin	0.0028	0,0612	0,5-100	1,49	4,52
	Pendimethalin	-0.0498	0,0207	1-100	8,75	26,53
	Bifenthrin	0.0132	0,0116	0,5-80	0,39	1,18
	L-Cyhalothrin	0.1098	0,1269	0,5-100	0,04	0,11
	Permethrin-1	-0.0175	0,0098	0,5-100	0,39	1,17
	Permethrin-2	-0.0324	0,0251	0,5-100	0,15	0,47
	Cyfluthrin	-0.126	0,0424	0,5-100	0,15	0,46
	Cypermethrin	-0.0756	0,0265	0,5-100	2,93	8,87
	Fenvalerate-1	-0.1884	0,0931	0,5-100	0,00	0,00
	Fenvalerate-2	-0.102	0,0296	0,5-100	0,16	0,50
	Deltamethrin	-0.0815	0,0877	0,5-40	0,23	0,70

Fonte: elaborado pela autora

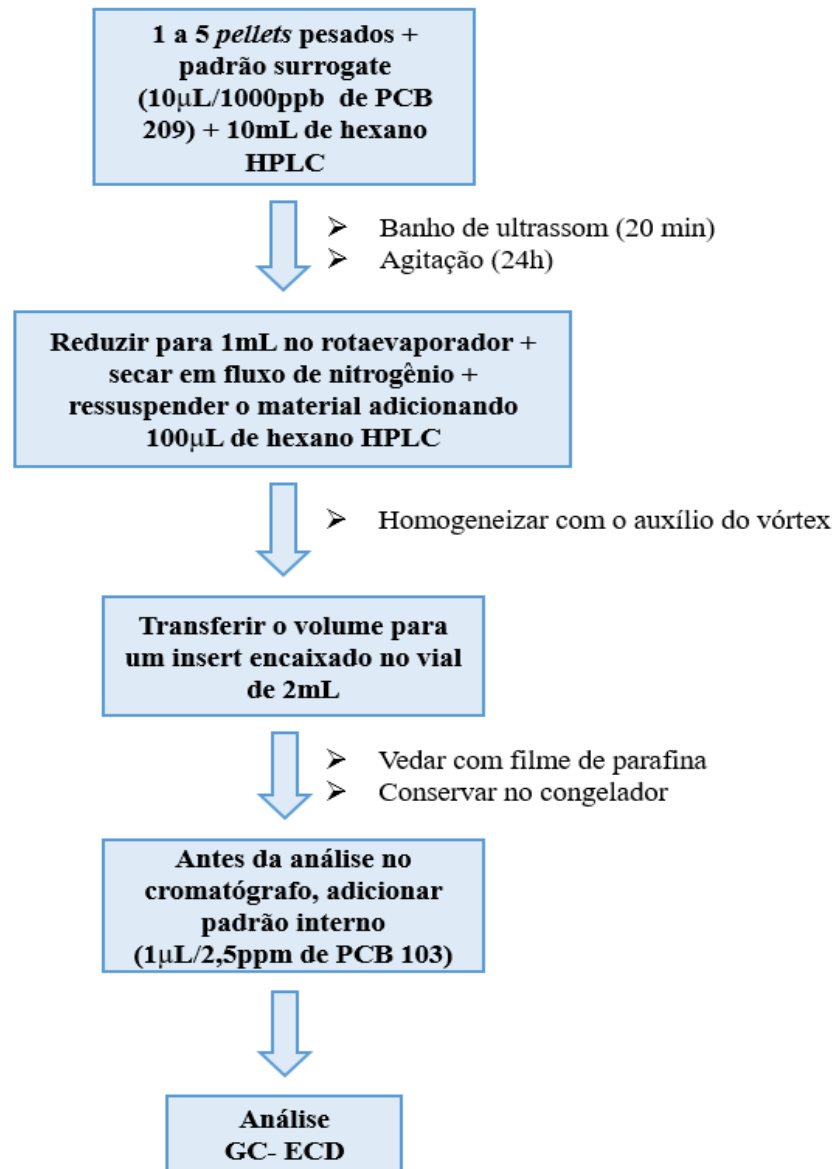
A metodologia utilizada para a análise de contaminantes orgânicos foi adaptada de Ogata *et al.* (2009). Foram analisados de 1 a 5 unidades de *pellets* por praia, resultando em onze amostras, sendo escolhidos principalmente *pellets* amarelados para a análise, uma vez que são mais adequados para fins de monitoramento (ENDO *et al.*, 2005). Os *pellets* foram pesados, e em seguida foi adicionado padrão surrogate (10µL/1000ppb de PCB 209). Então, os *pellets* foram embebidos em 10mL de hexano HPLC, levados ao banho de ultrassom por 20 minutos e depois para a agitação por 24h. Após este período, o líquido das amostras foi concentrado em evaporador rotativo e reduzido em 1mL. Todo extrato foi seco em fluxo de nitrogênio, sendo o material ressuscitado adicionando 100µL de hexano HPLC, e depois homogeneizado com agitador tipo vórtex. As amostras foram vedadas com filme de parafina, congeladas e antes das injeções no equipamento foi adicionado padrão interno (1 µL/2,5ppm de PCB 103) em cada amostra. A Figura 7 mostra algumas etapas do processo de extração dos contaminantes orgânicos e a Figura 8 apresenta o método otimizado.

Figura 7 – Algumas etapas da extração de contaminantes orgânicos. (A) Amostras pesadas com padrão surrogate PCB 209; (B) Adição de hexano HPLC; (C) Agitação; (D) Evaporador rotativo



Fonte: elaborado pela autora

Figura 8 - Fluxograma do método de extração otimizado



Fonte: elaborado pela autora

Todos os padrões utilizados na análise (PCB 103 e PCB 209) são certificados da AccuStandard. Os químicos de interesse foram analisados em um cromatógrafo a gás equipado com detetor de elétrons (GC-ECD) da marca Perkin Elmer, utilizando uma coluna de cromatografia capilar Agilent J&W DB-5 (30 m x 0,25 mm x 0,25 µm). As curvas analíticas compreenderam a faixa de 0,1 a 50 µg mL⁻¹ e padrão interno PCB 103. O branco analítico foi utilizado para detectar possíveis contaminações, e suas concentrações são descontadas das amostras. A Tabela 3 mostra as condições do equipamento.

Tabela 3 – Condições cromatográficas do equipamento

Parâmetros	ECD
Coluna	DB-5MS (30 m × 0.25 mm × 0.25 µm)
Rampa do forno	60°C, 5 min; 200°C, 40 min; 265°C, 2 min; 300°C, 5min
Temperatura do detector	350°C
Sistema de injeção	Splitless; 1.0min
Temperatura de injeção	60°C, 1 min; 280°C
Volume da injeção	1.0µL
Gás de arraste	Nitrogênio
Taxa do gás de arraste	1.0 mL/min
Tempo de corrida	55min

Fonte: elaborado pela autora

5.6 Controle de qualidade

Todos os dados foram sujeitos a rigorosos procedimentos de controle e garantia de qualidade (QA/QC). As medidas adotadas consistiram em protocolo rigoroso de lavagem de vidrarias para evitar contaminação externa, uso de padrões analíticos e solventes com elevado grau de pureza, além de brancos da amostra, da vidraria e do solvente. Foram determinados alguns parâmetros de validação do método cromatográfico, como seletividade, linearidade, limite de detecção (LD), limite de quantificação (LQ) e recuperação. Todo o material foi enxaguado com acetona e hexano antes do uso e a identificação dos contaminantes foi baseada nos tempos de retenção dos picos dos padrões no cromatograma.

A validação visa garantir a qualidade e padronização do método cromatográfico definido, assegurando as exigências das aplicações analíticas, sua confiabilidade e eficiência. A seletividade é a capacidade que o método tem de quantificar com exatidão o analito na presença de outros componentes existentes na amostra, avaliando o grau de interferência que esses compostos podem causar, garantindo que o pico de resposta seja exclusivamente do composto de interesse (RIBANI *et al.*, 2004). Neste trabalho, a seletividade foi estabelecida pela comparação entre os sinais da leitura do branco da coluna e da matriz adicionada com a substância de interesse.

A linearidade refere-se na capacidade do método em fornecer resultados proporcionais à concentração do analito, em conformidade com a faixa de aplicação, a partir de um modelo matemático, conhecido como curva de calibração (RIBANI *et al.*, 2004). Neste estudo, a curva de calibração de cada composto teve concentrações variando entre a faixa de 0,1 a 50 µg mL⁻¹.

O LD consiste na menor quantidade ou concentração do composto presente na amostra que pode ser identificado através do método utilizado, porém sem quantificá-lo (VALENTINI; SOMMER; MATIOLI, 2007). Pode ser expresso pela equação:

$$LD = \frac{3,3 \times s}{S} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

s = estimativa do desvio padrão da resposta dos brancos.

S = coeficiente angular da curva analítica.

Já o LQ representa a menor concentração do composto em estudo que pode ser determinada utilizando algum procedimento amostral, especialmente o método baseado nos parâmetros da curva analítica e é expresso como concentração do analito na amostra (RIBANI *et al.*, 2004), podendo ser calculado pela equação:

$$LQ = \frac{10 \times s}{S} \quad (\text{Equação 2})$$

A recuperação consiste na adição de uma quantidade conhecida de analito à amostra, com o objetivo de testar se a resposta da amostra corresponde ao esperado (ANVISA, 2003). Por isso, as amostras e os brancos são dopados com padrão surrogate, substâncias que possuem natureza semelhante ao do analito de interesse.

5.7 Análise estatística

A análise estatística foi realizada utilizando o software Past versão 1.34 (HAMMER, HARPER; RYAN, 2001). Para identificar a possível fonte dos contaminantes, foi realizada a análise de componentes principais (PCA), que consiste em uma técnica exploratória de estatística multivariada, tendo como objetivo apresentar graficamente, o máximo de informações contidas numa matriz de dados (VARELLA, 2008). A análise de componentes principais (PCA) tem sido amplamente utilizada na determinação da origem de contaminantes no meio ambiente (ZHANG *et al.*, 2007; WHANG *et al.*, 2011; ZHAO *et al.*, 2016), simplificando grandes conjuntos de dados.

A análise de cluster (similaridade), também foi utilizada para saber quais grupos amostrais possuem características semelhantes, com mais e menos contaminantes. Conforme

Oliveira (2022), essa análise consiste em uma técnica de estatística multivariada, que tem como objetivo agrupar elementos amostrais baseando-se na similaridade entre eles e os grupos são determinados de forma a obter-se homogeneidade dentro de cada grupo e heterogeneidade entre eles.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Identificação e quantificação dos *pellets*

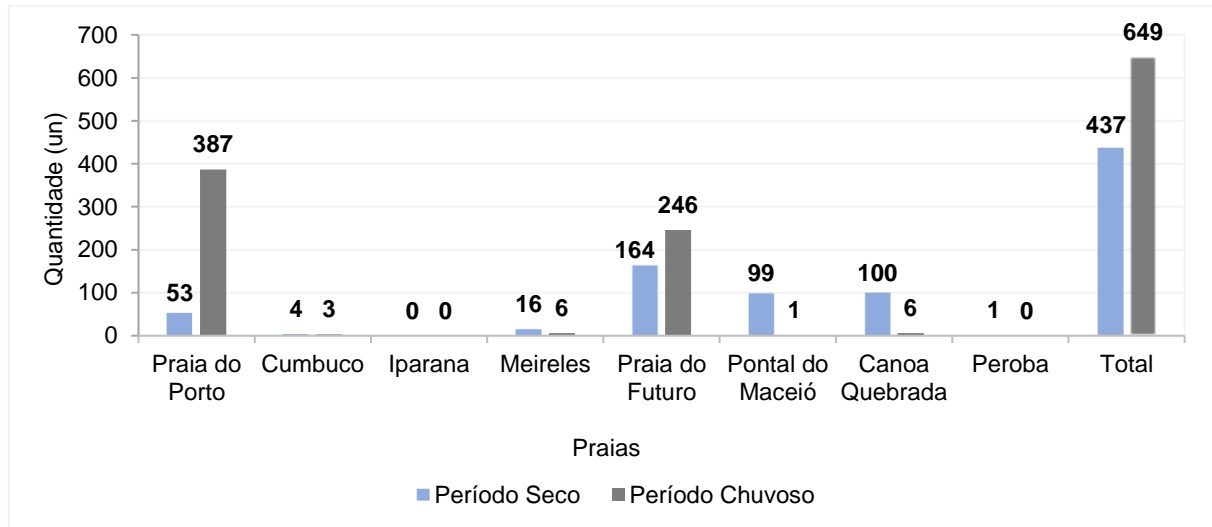
Ao todo, foram coletados 1.086 *pellets* no sedimento superficial das praias amostradas. Destes, 649 correspondem ao período chuvoso de 2023, e 437 ao período seco de 2022. Este resultado mostrou que, em geral, os *pellets* tendem a se acumular nas camadas superficiais do sedimento, na porção superior da zona entre-marés e inferior do supralitoral. Isso também foi comprovado por Manzano (2009), que demonstrou que a quantidade *pellets* decrescia com a profundidade do sedimento.

Este resultado está de acordo com outros estudos realizados no Brasil e no mundo. Por exemplo, Almeida (2018) em um estudo preliminar, coletou 1.411 *pellets* no sedimento superficial nas proximidades dos portos do Pecém e de Fortaleza. Andrade Neto (2014) encontrou 1967 *pellets* em 24 pontos amostrados nas praias de Salvador. Silva (2016) coletaram aproximadamente 418 *pellets* numa praia de uma área de proteção marinha costeira no estado de São Paulo, enquanto Alves *et al.* (2018) 363 *pellets* em sete praias do litoral norte de São Paulo. Ivar do Sul, Splenger e Costa (2009) encontraram 48 *pellets* em Fernando de Noronha, mesmo não existindo qualquer tipo de atividade industrial na região. Por outro lado, McDermid e McMullen (2004) encontraram 2.169 *pellets* no Havaí. Turner e Holmes (2011) concentrações que excediam 1000 *pellets* por m² na Ilha de Malta, no Mar Mediterrâneo e Lozoya *et al.* (2016) 912 *pellets* no Uruguai.

Na primeira coleta, que corresponde ao período seco, foram identificados *pellets* em sete praias, sendo elas: Peroba, Canoa Quebrada, Pontal do Maceió, Praia do Futuro, Meireles, Cumbuco e Praia do Porto. Na segunda coleta, que compreende ao período chuvoso, os *pellets* foram identificados em seis praias: Canoa Quebrada, Pontal do Maceió, Praia do Futuro, Meireles, Cumbuco e Praia do Porto. As quantidades de *pellets* variaram entre as praias e a praia de Iparana foi a única em que não foram encontrados *pellets* nas duas coletas (Figura 9).

Nos locais de alta ocorrência, Praia do Porto e Praia do Futuro, houve maior presença de *pellets* no período chuvoso, o que pode indicar um maior carreamento nesse período. Já no período seco houve *pellets* em mais lugares, podendo indicar um espalhamento dos *pellets* trazidos durante o período chuvoso. Além disso, não houve gradientes de contaminação de *pellets* associados ao Porto de Mucuripe.

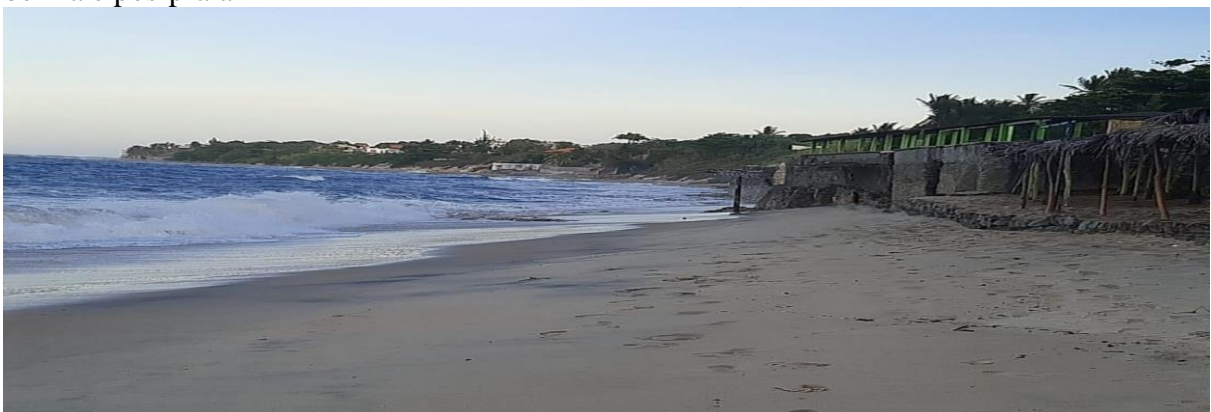
Figura 9 - Quantidades de *pellets* plásticos encontrados nas coletas do período seco e chuvoso no litoral do CE



Fonte: elaborado pela autora

Diversos fatores podem contribuir para este resultado, especialmente os relacionados com as características do local estudado. Acrescido a isto, fatores ambientais como marés, ventos, chuvas e padrões de circulação de correntes podem influenciar na quantidade dos *pellets* encontrados. A praia de Iparana, por exemplo, sofre processo de erosão (Figura 10), pois após a construção do Porto do Mucuripe, especialmente quando instalado o molhe do Mucuripe para abrigar a bacia portuária, o transporte de sedimento na zona litorânea central de Fortaleza foi reduzido, impedindo que as praias a jusante do porto recebessem as mesmas quantidades de sedimentos que chegavam anteriormente (DIAS, 2005; BARRA *et al.*, 2022). Conforme Batzan *et al.* (2014) a avaliação da poluição por microplástico nas praias é mais eficiente se a mesma tiver espaço para a deposição de detritos. Isso poderia ser uma das explicações para a ausência de *pellets* em Iparana.

Figura 10 – Praia de Iparana que apresenta processo de erosão costeira, sem presença de berma e pós-praia



Fonte: elaborado pela autora

Da mesma forma, a praia de Peroba não apresenta uma área de deposição por conta das falésias e construções. Na praia de Peroba a maior concentração das infraestruturas encontram-se na estreita faixa entre a base de falésias e a linha costa, e atualmente são detectados processos erosivos relativamente intensos (CHACANZA, 2023), o que explicaria a quantidade inexpressiva de *pellets* nessa praia. Outros fatores como ventos e índice pluviométrico que variam ao longo do ano, juntamente com as correntes poderiam ser também uma das justificativas que não permitem a deposição nessas praias.

Com relação a Praia do Porto e Praia do Futuro, foram encontrados *pellets* nas duas coletas. A morfologia dessas praias favorece o acúmulo de *pellets* e detritos, uma vez que se caracterizam como dissipativas (DIAS, 2014). Há presença de linhas de detritos ao longo da extensão praias (Figura 11), berma e estruturas de barreira como duna e vegetação (Figura 12). Além disso, os Portos do Pecém e de Fortaleza comercializam diferentes resinas termoplásticas (PEREIRA, 2014; ALMEIDA, 2018), sendo uma possível fonte de *pellets* para as praias adjacentes, que apesar das correntes predominantes serem no sentido Leste-Oeste, o vento pode ter favorecido a chegada desses *pellets* nessas praias, assim como eventuais inversões esporádicas das correntes costeiras, em episódios de chuvas e ventos vindos de NW ou N.

Figura 11 - Linha de detritos na área de coleta: A – Praia do Futuro e B – Praia do Porto



Fonte: elaborado pela autora

Figura 12 –A: Presença de dunas com vegetação e B: Presença de berma na Praia do Porto



Fonte: elaborado pela autora

A praia do Cumbuco teve quantidades baixíssimas de *pellets* em ambas as coletas. Um dos fatores que poderia explicar tal fato, seria a presença de turistas e de limpeza na praia (Figura 13), que acaba compactando o solo e enterrando os *pellets*. Conforme Shiber (1987), os *pellets* são mais facilmente visíveis em praias com baixa atividade turística e que não tenham limpeza frequente, já que isso favorece o soterramento deles na areia. Do mesmo modo, a praia do Meireles por ter intensa movimentação de moradores e turistas que frequentam a praia, apresentou quantidades baixas de *pellets*. Outro fator, é que a praia apresenta quantidades relevantes de barracas na faixa de praia, o que impede a deposição de *pellets* no local. Em ambas praias, foi difícil encontrar um local longe dessas influências para coletar os *pellets*, o que poderia contribuir para explicar tal resultado.

Figura 13 – A: Trator coletor de resíduos na praia do Cumbuco e B: Local onde o trator coletor passou



Fonte: elaborado pela autora

A respeito do Pontal de Maceió e Canoa Quebrada, as quantidades de *pellets* tiveram diferenças significativas entre as duas coletas. Não há registro de fontes próximas, mas uma das possíveis explicações seria principalmente as condições oceanográficas como os padrões de circulação de correntes que permitiram a chegada desses *pellets*. O mesmo foi observado em Fernando de Noronha por Ivar do Sul, Splenger e Costa (2009), no qual é uma área afastada do continente e sem atividades industriais e mesmo assim, foram encontrados *pellets* plásticos. Outra justificativa seria supor que a área foi alvo de rotas de navios que transportam contêineres com essas resinas e houve alguma perda durante esse transporte ou ainda fontes ligadas ao Rio Grande do Norte (RN).

Além disso, na coleta do período seco, em Pontal do Maceió percebia-se linha de detritos o que não foi percebido na coleta do período chuvoso (Figura 14). Já em Canoa Quebrada, na coleta do período chuvoso a praia apresentava escarpa, algo que não foi observado na coleta do período seco (Figura 15). De acordo com Teixeira (2016), fatores oceanográficos como a influência de ondas e correntes, e fatores estruturais como obras de contenção costeira e modificação do declive da praia podem contribuir para o escarpamento praiar. Assim, esses fatores podem colaborar para a baixa quantidade de *pellets* encontrados no período chuvoso.

Figura 14 – Presença (A) e ausência (B) de linha de detritos em Pontal do Maceió, nas coletas do período seco e chuvoso, respectivamente



Fonte: elaborado pela autora

Figura 15 – Ausência (A) e presença (B) de escarpa em Canoa Quebrada, no período seco e chuvoso, respectivamente



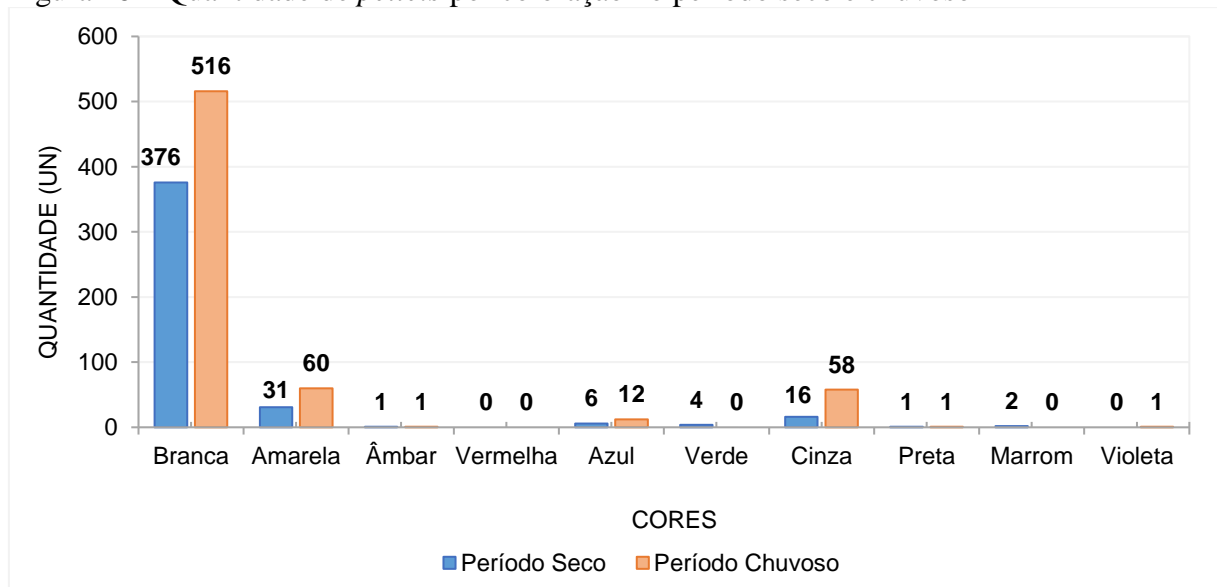
Fonte: elaborado pela autora

Além das influências locais (atividades industriais, portos, características das praias e condições oceanográficas), as principais correntes oceânicas na zona equatorial e no Oceano Atlântico Sul, podem trazer material considerável de outros continentes e países para a costa do Ceará. Recentemente, Brabo *et al.* (2024) analisaram resíduos plásticos encalhados na Praia do Futuro, Porto das Dunas e Jericoacoara, revelando que a maioria dos resíduos teve origem na África (78,5%), seguida do Brasil (15,7%) e outras nações (5,8%). Portanto, os *pellets* plásticos que chegam na costa do Ceará, também podem ter sua origem de outros locais.

6.2 Caracterização dos *pellets*: cor, morfologia e tamanho

A coloração mais encontrada nos *pellets* coletados foi a branca/transparente, seguida pela amarela e cinza (Figura 16). Resultados semelhantes também foram encontrados em diversos trabalhos (COSTA *et al.*, 2010; ACOSTA-COLEY; OLIVERO-VERBEL, 2015; SILVA, 2016; ALMEIDA, 2018; IZAR, 2019), mostrando que *pellets* de cor branca são frequentemente os mais encontrados, pois normalmente, são os mais produzidos pelas indústrias (EPA, 1992). Em contrapartida, *pellets* de coloração amarela podem representar algum grau de fotodegradação ou contaminação orgânica (ABU-HILAL; AL-NAJJAR, 2009). As demais colorações foram encontradas em minoria, neste trabalho.

Figura 16 – Quantidade de *pellets* por coloração no período seco e chuvoso



Fonte: elaborado pela autora

A caracterização dos *pellets* segundo a cor é importante, já que a coloração é um dos fatores que aumenta as probabilidades de ingestão (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013). Alguns estudos mostraram que animais marinhos, como aves e tartarugas, selecionam o plástico pela cor, devido a semelhança com presas. Por exemplo, Barbieri (2009), examinou o conteúdo estomacal de 110 aves marinhas encontradas mortas na Ilha Comprida, no litoral paulista e revelou que 64,5% dos indivíduos tinham plásticos em seus estômagos, sendo 35,95% composto de *pellets*. A maioria das partículas ingeridas foram marrons (26,28%), beges (23%) e brancas (12,70%). Por outro lado, Tourinho, Ivar do Sul e Fillmann (2010), em um estudo realizado no sul do Brasil, encontraram maior quantidade de *pellets* brancos no

intestino de aves (60%) e de tartarugas (33%). Da mesma forma Pelanda (2007), encontrou *pellets* em espécimes de Procellariiformes da costa paranaense, representando 54% dos materiais, com predomínio da cor branca.

A respeito da morfologia, foram observadas várias formas de grânulos (esférico, esférico achatado, cilíndrico, cilíndrico achatado e irregular) em ambas as coletas (tabela 4 e 5). As formas retangulares e cúbicas não foram observadas.

Tabela 4 - Morfologia dos *pellets* no período seco

PRAIAS	FORMATOS						
	Esférico	Esférico achatado	Cilíndrico	Cilíndrico achatado	Retangulares	Cúbicos	Irregulares
Peroba	0	1	0	0	0	0	0
Canoa Quebrada	40	55	2	2	0	0	1
Pontal do Maceió	37	31	11	15	0	0	5
Praia do Futuro	23	85	4	22	0	0	30
Meireles	1	10	1	2	0	0	2
Cumbuco	1	2	0	1	0	0	0
Iparana	0	0	0	0	0	0	0
Praia do Porto	17	29	0	3	0	0	4
TOTAL	119	213	18	45	0	0	42

Fonte: elaborado pela autora

Tabela 5 – Morfologia dos *pellets* no período chuvoso

PRAIAS	FORMATOS						
	Esférico	Esférico achatado	Cilíndrico	Cilíndrico achatado	Retangulares	Cúbicos	Irregulares
Peroba	0	0	0	0	0	0	0
Canoa Quebrada	3	2	1	0	0	0	0
Pontal do Maceió	0	1	0	0	0	0	0
Praia do Futuro	67	88	17	51	0	0	23
Meireles	3	0	2	1	0	0	0
Cumbuco	0	2	1	0	0	0	0
Iparana	0	0	0	0	0	0	0
Praia do Porto	87	150	39	79	0	0	32
TOTAL	160	243	60	131	0	0	55

Fonte: elaborado pela autora

Assim como neste estudo, Manzano (2009), Alves *et al.* (2018) e Almeida (2018) também encontraram grânulos esféricos e cilíndricos. Do mesmo modo, Hirata *et al.* (2017) e Löffler (2022), detectaram formas esféricas e cilíndricas, e ocasionalmente, irregulares. O predomínio de *pellets* no formato esférico, esférico achatado e cilíndrico achatado, parece demonstrar a maior demanda desses grânulos pelo mercado consumidor.

O tamanho dos *pellets* encontrados na presente pesquisa variou de 2 mm a 5 mm como é comumente encontrado na literatura. Alguns estudos também demonstraram que os *pellets* encontrados, variam nessa faixa de tamanho (ABU-HILAL; AL-NAJJAR, 2009; ACOSTA-COLEY; OLIVERO-VERBEL, 2015; DE CARVALHO; BAPTISTA NETO, 2016; ANTUNES; FRIAS; SOBRAL, 2018). A identificação do tamanho do resíduo é um fator relevante para a busca de alternativas que poderão minimizar os problemas causados. Conforme Turra *et al.* (2020), quanto menor o resíduo mais difícil é a sua remoção do ambiente e mais disponíveis se tornam para a ingestão por animais cada vez menores, e no caso de animais maiores como alguns peixes e baleias que filtram a água do mar, há ingestão acidental, pois não conseguem diferenciá-los de seu alimento natural.

6.3 Identificação polimérica

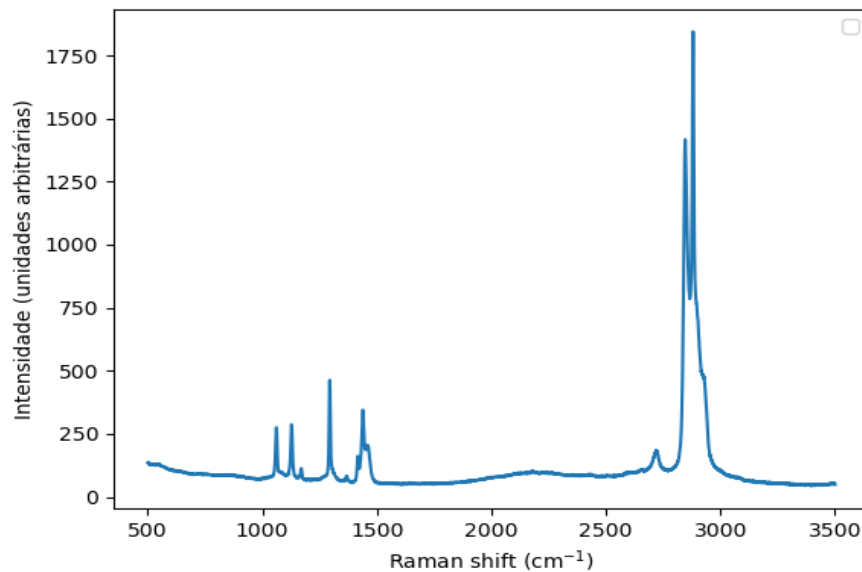
A análise da composição química dos *pellets* por Espectroscopia Raman, para a amostra de 100 *pellets*, apontou 83 (83%) de PE (não sendo possível separar PEAD e PEBD), 14 (14%) de PP e 3 (3%) não identificados. A Tabela 6, apresenta esses resultados e as Figuras 17, 18 e 19 mostram espectros de algumas amostras analisadas de cada uma dessas 3 composições. O número de partículas analisadas por local diferiu, pois dependia da quantidade disponível.

Tabela 6. Composição polimérica dos *pellets* encontrados nas praias do Ceará

Locais	PE	PP	Desconhecido
Praia do Porto	27	4	1
Cumbuco	2	0	0
Meireles	4	0	0
Praia do Futuro	29	2	1
Pontal do Maceió	9	4	1
Canoa Quebrada	12	4	0
TOTAL	83	14	3

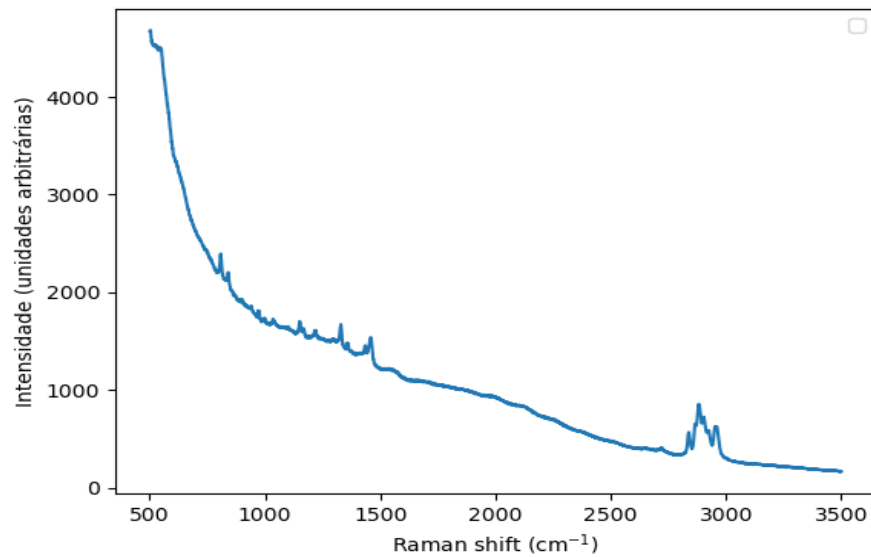
Fonte: elaborado pela autora. Legenda: PE: Polietileno; PP: Polipropileno

Figura 17 - Espectro de uma das amostras de polietileno



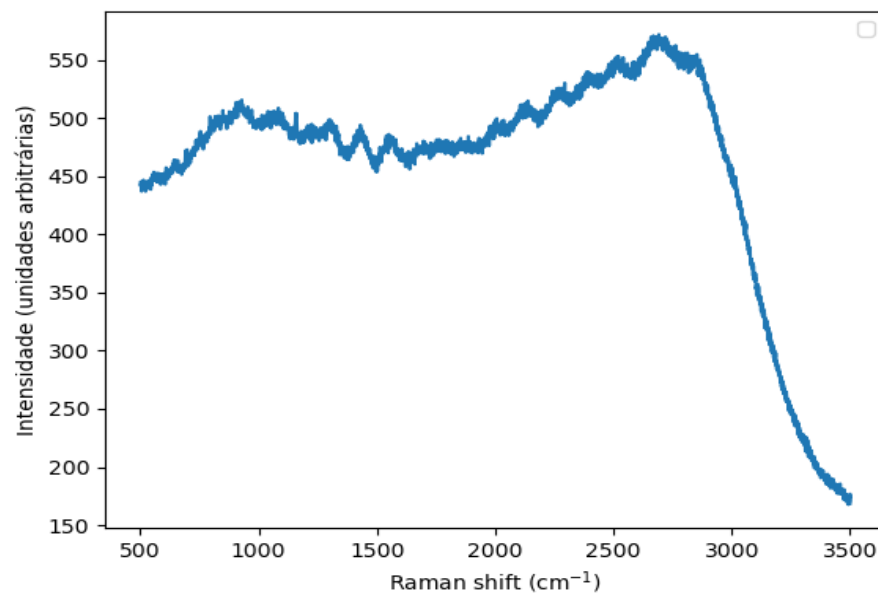
Fonte: autora (2024)

Figura 18 - Espectro de uma das amostras de polipropileno



Fonte: elaborado pela autora

Figura 19 - Espectro desconhecido de uma das amostras



Fonte: elaborado pela autora

A predominância de *pellets* de PE e PP era esperada, pois são os tipos de polímeros mais produzidos, com grande incidência de acabar em ambientes marinhos (ANDRADY, 2011). O polietileno possui diversas aplicações, devido aos tipos produzidos, sendo empregado em filmes para embalagem de alimentos, embalagens para produtos farmacêuticos e hospitalares, brinquedos, tampas para garrafas, tubos e mangueiras, entre outros (COUTINHO; MELLO; SANTA MARIA, 2003). O polipropileno é utilizado na indústria

para a confecção de recipientes para embalagem, material hospitalar, peças automotivas, carcaças de eletrodomésticos e brinquedos (MADDAH, 2016).

A abundância de resinas de PE e PP foram relatadas na literatura desde as primeiras pesquisas sobre o tema, na década de 1970 (ALMEIDA, 2018). Carpenter *et al.* (1972), foi uma das primeiras pesquisas a relatar a presença de resinas de PP nas águas costeiras do Sul da Inglaterra. Em 1977, Gregory detectou nas praias da Nova Zelândia uma maior quantidade de *pellets* de PP e PE em detrimento aos *pellets* de PS e PVC. Posteriormente, Shiber e Barrales-Rienda (1991), em um estudo nas praias de Beirute, detectaram que os *pellets* plásticos encontrados eram constituídos em sua maioria de PE (82%) e PP (14%).

Manzano (2009) usando a técnica de espectroscopia Raman, constatou que na praia de Santos-SP, as resinas eram compostas por 78,2% de PE, 18% de PP e 3,8% por mistura dos dois polímeros. Lozoya *et al.* (2016), verificaram que os *pellets* coletados em praias recreativas em Punta del Este (Uruguai) eram em sua maioria (98%) compostos de PP e PE. Fok *et al.* (2017), encontram uma porcentagem de 42% para PE, 32% para mistura de polímeros e 5% para PP, nas resinas encalhadas na costa de Guangdong, Sul da China.

Recentemente, Donato *et al.* (2024), monitorando a poluição por *pellets* na costa do sul da Itália, encontraram resultados semelhantes a este trabalho, utilizando espectroscopia Raman numa análise de 110 *pellets*, sendo 82% compostos por PE, 15% por PP e 3% outros polímeros. Nesse sentido, os resultados encontrados neste trabalho estão em conformidade com outras pesquisas realizadas no mundo.

Com relação a técnica utilizada para a análise polimérica, a espectroscopia Raman foi eficiente para o fim proposto, no entanto, tem a desvantagem de muitas vezes ser suscetível a interferência de fluorescência, principalmente em amostras de plásticos coloridos ou que sofrem intemperismo (KAPPLER *et al.*, 2016). O estudo de Dong *et al.* (2020), demonstrou que os espectros de microplásticos desgastados são diferentes dos espectros padrões, apresentando picos enfraquecidos e até mesmo invisíveis nos espectros (Figura 20). Neste trabalho, algumas amostras também apresentaram picos enfraquecidos como demonstra a Figura 21 e foram classificados como PE, baseado no estudo de Dong *et al.* (2020).

Figura 20. Amostra de PE com pico enfraquecido

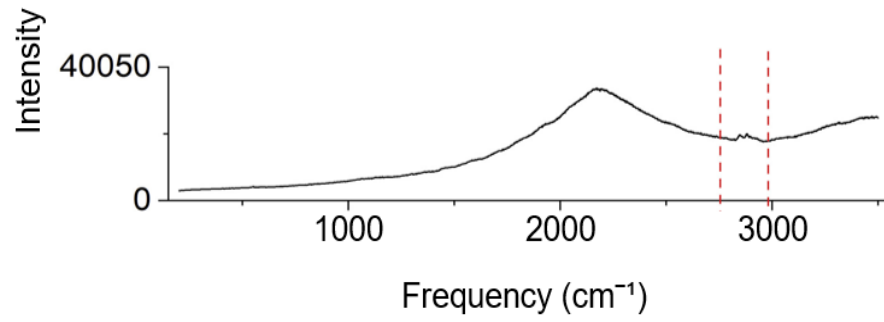
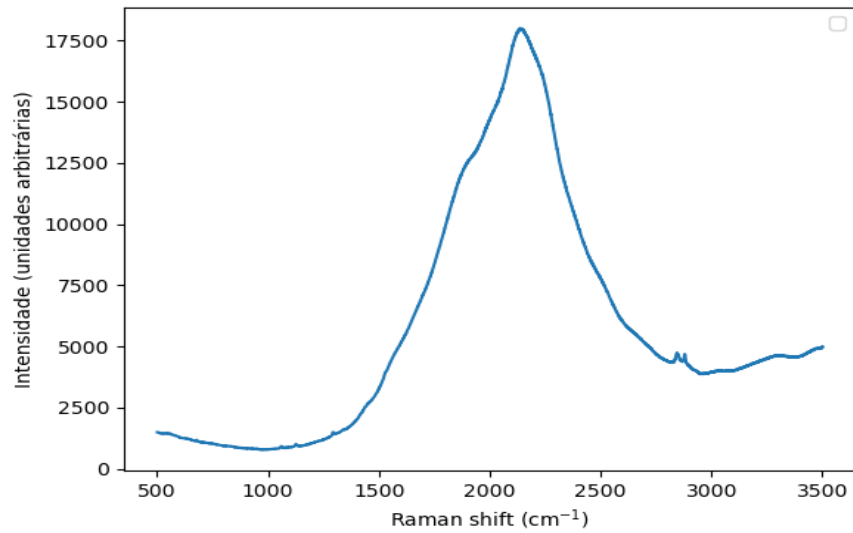
Fonte: adaptado de Dong *et al.* (2020)

Figura 21 - Amostra identificado como PE

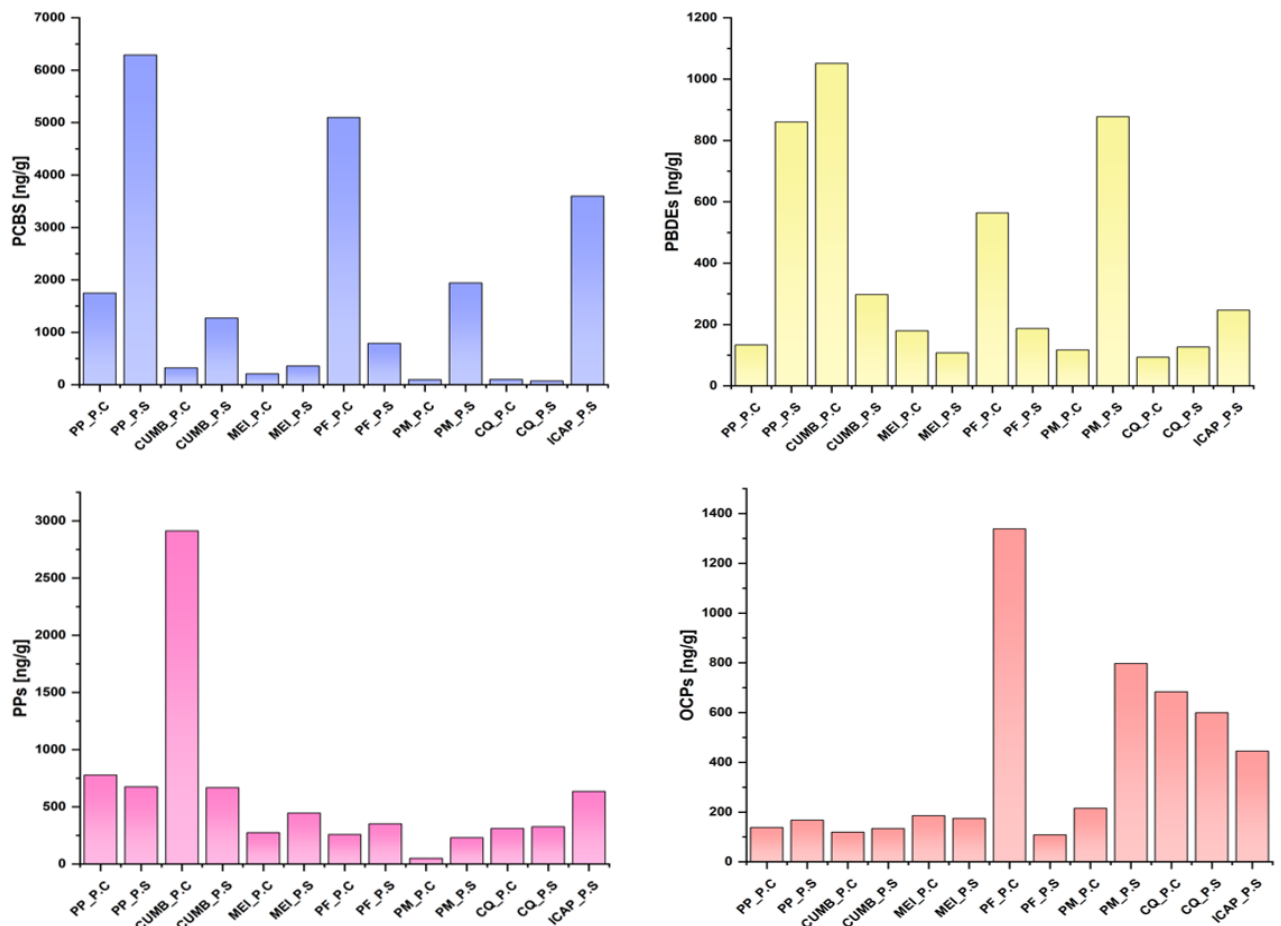


Fonte: elaborado pela autora

6.4 Contaminantes orgânicos

As concentrações totais de POPs, encontradas nos *pellets* coletados em 7 localidades do litoral do Ceará nos períodos seco e chuvoso variaram de 72,81 a 6289,60 ng/g para PCBs, 93,55 a 1051,59 ng/g para PBDEs, 259,08 a 2912,84 ng/g para PPs e 50,34 a 1338,26 ng/g para OCPs. A Figura 22 mostra as concentrações totais de POPs nas praias estudadas, no período seco e chuvoso.

Figura 22 – Concentrações totais de PCBs, PBDEs, PPs e OCPs em ng/g no período seco e chuvoso no litoral do CE

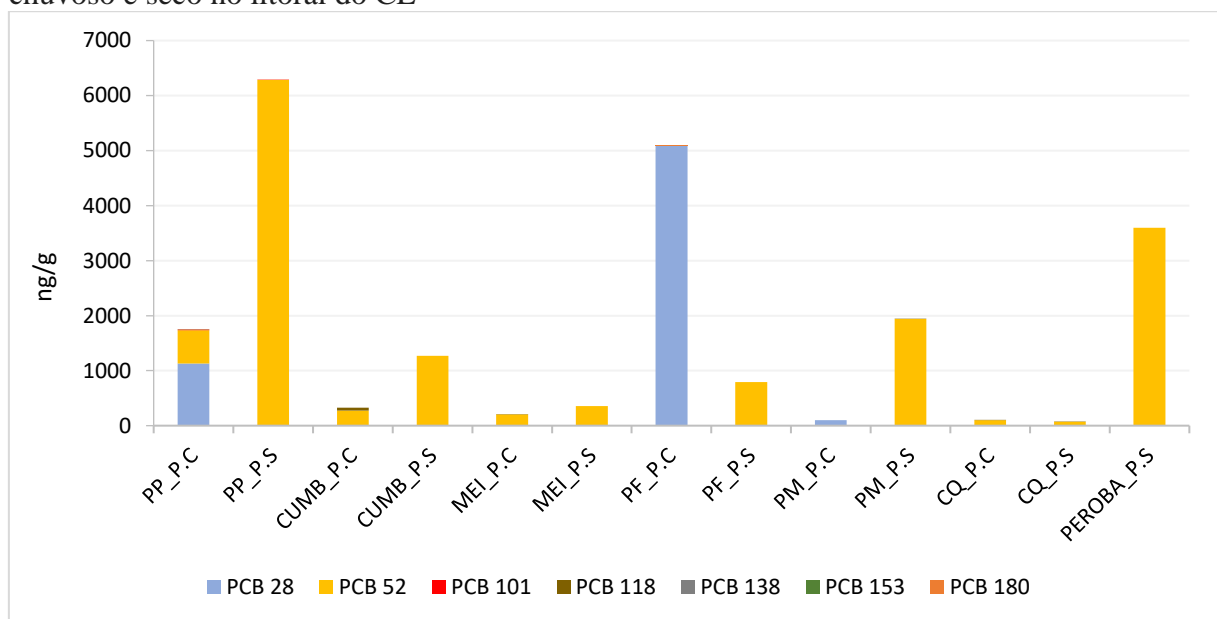


Fonte: elaborado pela autora. Legenda: P.S: período seco; P.C: período chuvoso; PP: Praia do Porto; CUMB: Cumbuco; MEI: Meireles; PF: Praia do Futuro; PM: Pontal do Maceió; CQ: Canoa Quebrada; ICAP: Icapuí

As concentrações totais de PCBs (soma de 7 congêneres) nos *pellets* tiveram variação considerável ao longo da costa do Ceará; porém na maioria dos pontos os valores foram maiores no período seco. A concentração mais baixa (72,81 ng/g) foi encontrada nos *pellets* coletados na praia de Canoa Quebrada no período seco, enquanto as concentrações mais

elevadas foram observadas nas amostras da Praia do Porto (6289,60 ng/g) no período seco, seguida da Praia do Futuro (5100,16 ng/g) no período chuvoso, e Peroba (3599,92 ng/g) no período seco. As amostras coletadas no Pontal do Maceió (1941,72 ng/g) e no Cumbuco no período seco (1272,13 ng/g), e na Praia do Porto no período chuvoso (1749,05 ng/g) também apresentaram concentrações altas de PCBs. As maiores concentrações de PCBs foram observadas para os congêneres 52 e 28, respectivamente e as PCBs 138 e 153 estiveram abaixo do Limite de Detecção (LD) para os *pellets* de todos os pontos amostrados (Figura 23).

Figura 23 – Concentrações (ng/g) dos congêneres de PCBs nas praias amostradas no período chuvoso e seco no litoral do CE



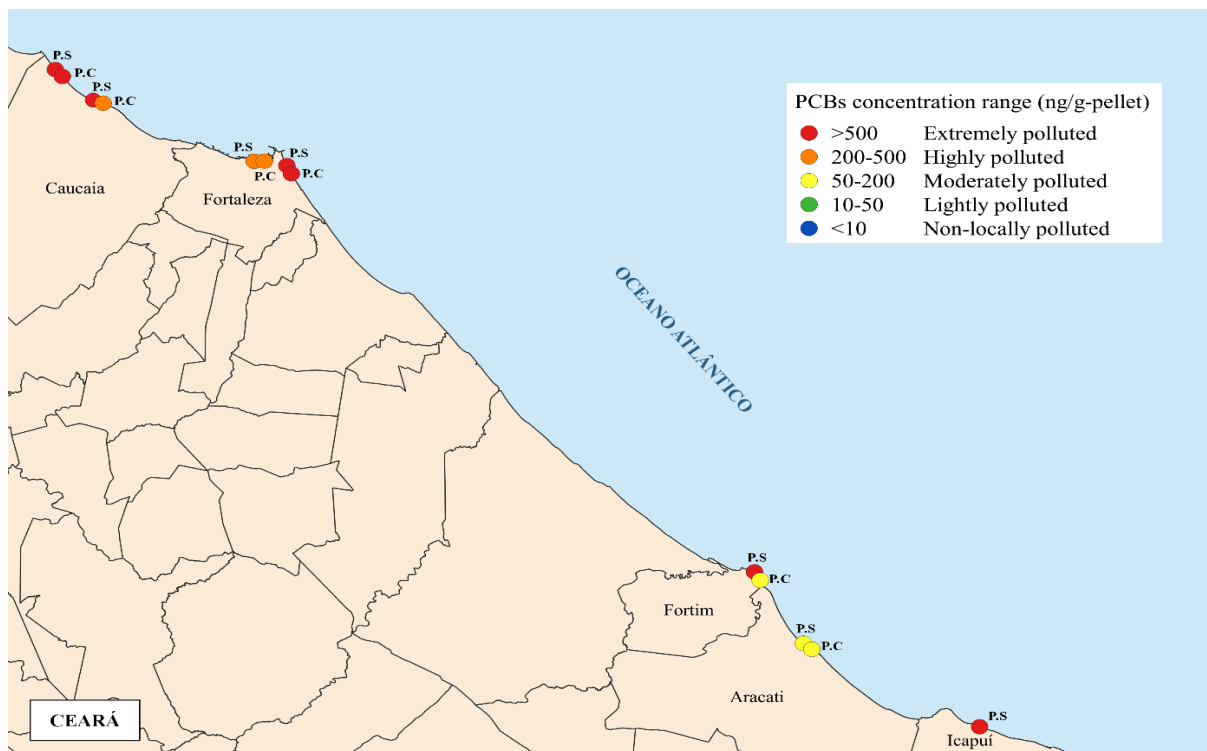
Fonte: elaborado pela autora

De acordo com a classificação da UNEP (2016), locais com valores de PCBs <10 ng/g são classificados como não poluído, valores de 10-50 ng/g como levemente poluído, valores de 50-200 ng/g como moderadamente poluído, valores de 200-500 ng/g como altamente poluído e valores >500 ng/g são considerados extremamente poluído. Dessa forma, os valores encontrados na costa do Ceará, se enquadram como moderadamente, altamente e extremamente poluídos (Figura 24) com algumas amostras ultrapassando os limites da pior categoria em mais de 10 vezes (PP-PS e PF-PC).

A maioria das amostras apresentou concentrações de PCBs muito elevadas em comparação com outros lugares do mundo, especialmente de regiões industrializadas, como América do Norte, Europa Ocidental, Japão e Golfo Pérsico. Por exemplo, Ogata *et al.* (2009) encontraram concentrações de PCBs que variaram de 27 a 605 ng/g na costa dos EUA, de 50 a 169 ng/g na Europa Ocidental (costas da Holanda, Reino Unido e Itália) e de 169 a 453 ng/g

no Japão. Alidouts *et al.* (2021), encontraram concentrações que variaram de 0,2 a 624 ng/g em 19 locais da Costa do Golfo Pérsico. No Brasil, Haratsaris (2018) encontrou valores que variaram de 1 a 5112 ng/g em grânulos plásticos coletados em 37 praias do litoral de São Paulo; Gorman *et al.* (2019), concentrações que variaram de 0,8 a 104 ng/g no litoral sul do estado do Paraná; e Taniguchi *et al.* (2016) valores que variaram de 1569 a 10.504 ng/g nas praias da Baixada Santista em 2012.

Figura 24 – Classificação das concentrações de PCBs em *pellets* coletados no litoral do CE



Fonte: elaborado pela autora

As fontes de PCBs para o ambiente marinho incluem principalmente transformadores e capacitores utilizados no setor elétrico antigamente que funcionavam a base de ascarel (ALMEIDA *et al.*, 2007). Apesar da proibição de PCBs no Brasil na década de 1980, elas ainda são encontradas em transformadores antigos que tiveram permissão de continuar em operação até o fim de sua vida útil (PENTEADO; VAZ, 2001). Acrescido a isto, há o mercado clandestino, os vazamentos decorrentes de descartes feitos em lixões e aterros controlados, evaporação de tintas, revestimentos e plásticos, a ingerência dos resíduos municipais e industriais com a incineração de resíduos, a realização de descargas ilegais de efluentes em corpos d'água e descargas atmosféricas (MAGALHÃES, 2005; ALMEIDA *et al.*, 2007; REDDY; MONIRUZZAMAN; AMINABHAVI, 2019).

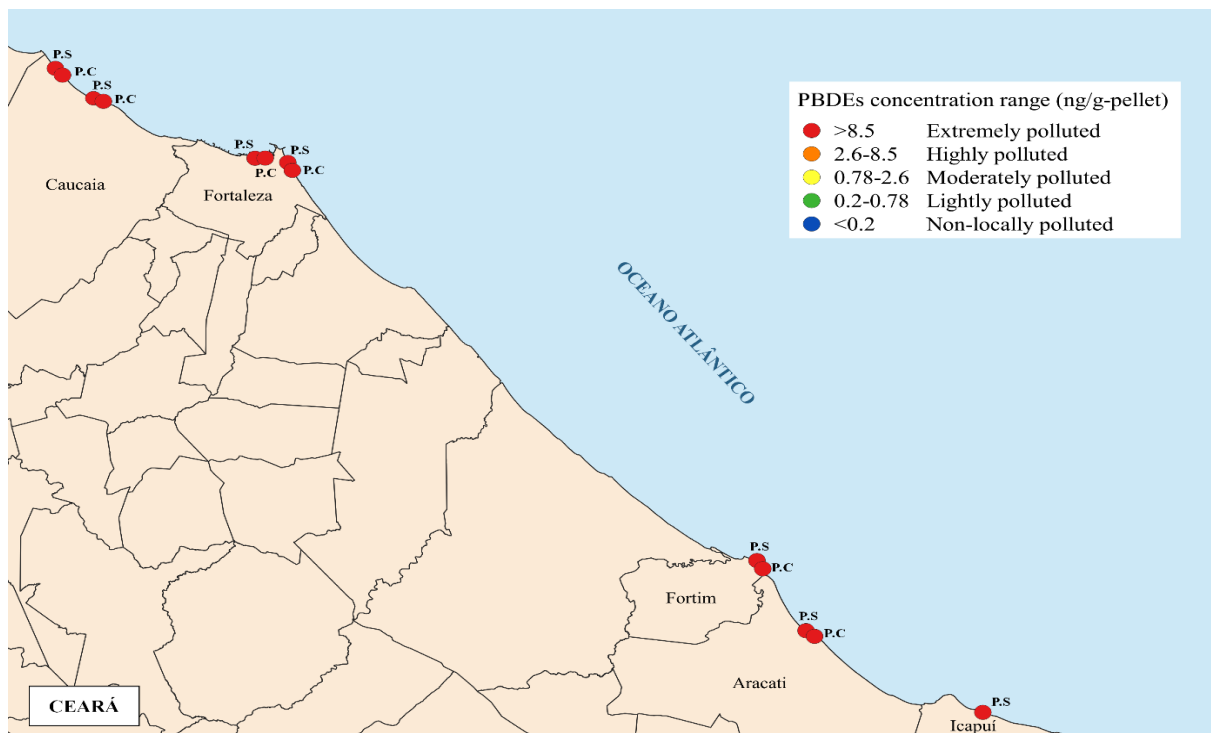
Para o Estado do Ceará, a possível origem das concentrações pode ser devido ao uso passado de PCBs em atividades industriais, principalmente no setor elétrico e a lixiviação de lixões, aterros controlados e solos contaminados. Nenhum estudo aponta fontes possíveis de PCBs na região, porém o inventário nacional de PCBs ainda não foi concluído, havendo ainda a possibilidade de fontes instaladas no RN contribuírem para os níveis observados em *pellets* do litoral leste do CE. Contudo, essas PCBs podem ser oriundas de poluição antiga inserida na água por meio de entradas diretas ou próximas e acumuladas em sedimentos de fundo (OGATA *et al.*, 2009). Assim, a remobilização de partículas e de sedimentos contendo PCBs podem liberar esses contaminantes na coluna d'água resultando na adsorção pelos *pellets* (ALIDOUST, 2021), já que estes possuem maior afinidade com substâncias orgânicas.

A dragagem de sedimentos também é uma provável fonte de PCBs, já que no Porto de Mucuripe, os canais de navegação e áreas de manobra requerem dragagem a cada 3-5 anos (LACERDA *et al.*, 2019). Corroborando, o estudo de César *et al.* (2014), evidenciaram que as maiores concentrações de PCBs foram encontradas onde o material dragado do Porto de Santos foi depositado. Como a maioria dos *pellets* tendem a flutuar, eles podem adsorver contaminantes dispersos na área de dragagem para outros locais antes de encalharem (TANIGUCHI *et al.*, 2016). Ademais, o transporte atmosférico também pode contribuir com a contaminação de PCBs, desde áreas industrializadas até as menos industrializadas, posto que elas são semivoláteis e podem ser transportadas por longas distâncias na atmosfera antes de se depositarem no ambiente (HESKETT *et al.*, 2012; TE *et al.*, 2020). Porém, a presença de *pellets* com altas concentrações de PCBs na porção leste do litoral do CE requer a realização de novos estudos, que incluam também a costa do Rio Grande do Norte (RN).

A liberação desses compostos no ambiente aquático, é altamente problemática, pois eles podem se associar a fatores bióticos e abióticos, em razão de sua persistência e hidrofobicidade. Uma vez presente no ambiente, além de deteriorar a qualidade da água (NGOUBEYOU *et al.*, 2022) as PCBs podem se acumular nos tecidos de animais aquáticos dada a sua natureza lipofílica, ameaçando sua sobrevivência (SHIN *et al.* 2016; ZANI *et al.*, 2019). A saúde humana também pode ser ameaçada, principalmente pelo consumo de frutos do mar (KIVIRANTA; OVASKAINEN; VARTAINEN, 2004), visto que esses contaminantes podem biomagnificar na teia trófica (SHIN *et al.*, 2016). Conforme Djordjevic *et al.* (2020) as PCBs são produtos químicos que afetam os sistemas hormonal, reprodutivo, imunológico e endócrino dos organismos, podendo causar câncer, malformações congênitas e outras deficiências cognitivas.

Os PBDEs (soma de 7 congêneres) foram detectados significativamente em todos os locais. A maior concentração de PBDEs, 1051,49 ng/g, foi encontrada na praia do Cumbuco no período chuvoso, enquanto a menor concentração, 93,55 ng/g, ocorreu em Canoa Quebrada no período seco. Não se observou nenhuma tendência relacionada com a sazonalidade ou gradientes espaciais, porém o fato das duas maiores concentrações terem ocorrido em *pellets* coletados no Pecém (período seco) e Cumbuco (período chuvoso) sugere uma possível relação com o Porto do Pecém. As concentrações de todas as amostras ultrapassaram e muito valores ($\Sigma 6$ PBDEs) obtidos no estudo de Ohgaki *et al.* (2021) para diversos lugares no mundo e no estudo de Tanaguchi *et al.* (2016) para o litoral de São Paulo. Hirai *et al.* (2011) identificaram concentrações de PBDEs (20 congêneres) variando de 0,02 a 9909 ng/g, com as maiores concentrações atribuídas ao BDE-209, que não foi analisado no presente estudo. Segundo a classificação de Ohgaki *et al.* (2021), as amostras podem ser categorizadas em cinco níveis de poluição com base em suas concentrações totais: sem poluição local (<0,2 ng/g); ligeiramente poluídos (0,2–0,78 ng/g); moderadamente poluídos (0,78–2,6 ng/g), altamente poluídos (2,6–8,5 ng/g) e extremamente poluídos (> 8,5ng/g). Nesse sentido, todos os locais estariam classificados como extremamente poluído (Figura 25), com concentrações que chegam a exceder em mais de 100 vezes os níveis estabelecidos como pior condição.

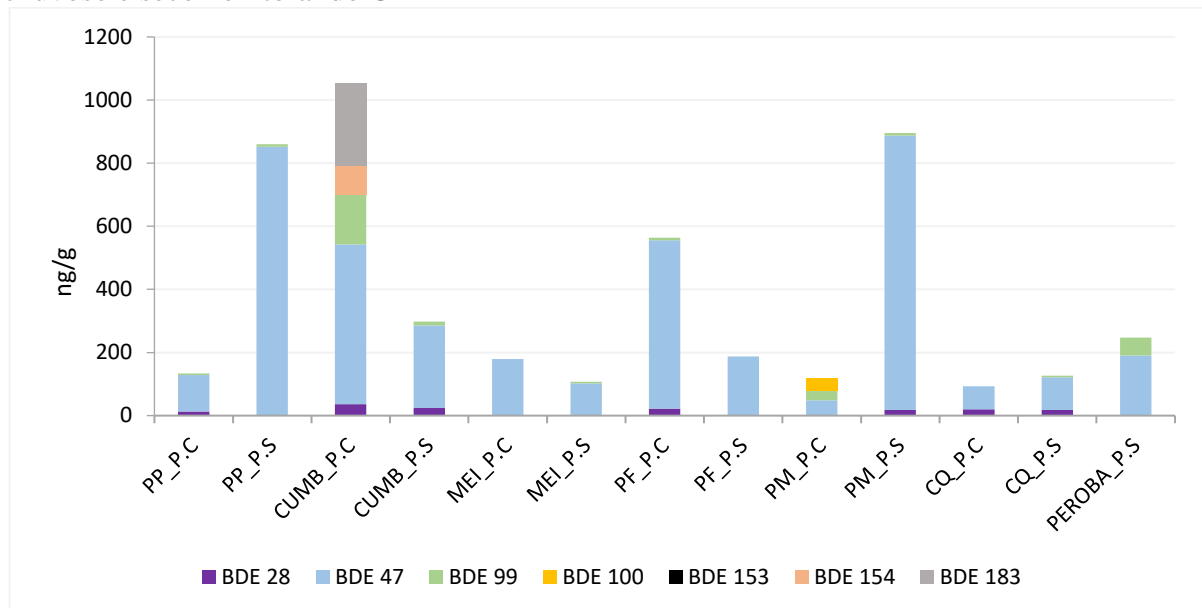
Figura 25 – Classificação das concentrações de PBDEs em *pellets* coletados no litoral do CE



Fonte: elaborado pela autora

Apenas o congêneres BDE-47 foi detectado em todas as amostras enquanto que o BDE-153 não foi encontrado em nenhuma amostra. Além disso, o BDE-100 só esteve presente na praia do Pontal de Maceió, no período chuvoso e o BDE-154 e BDE-183 na praia do Cumbuco, também no período chuvoso (Figura 26).

Figura 26 – Concentrações (ng/g) dos congêneres de PBDEs nas praias amostradas no período chuvoso e seco no litoral do CE



Fonte: elaborado pela autora

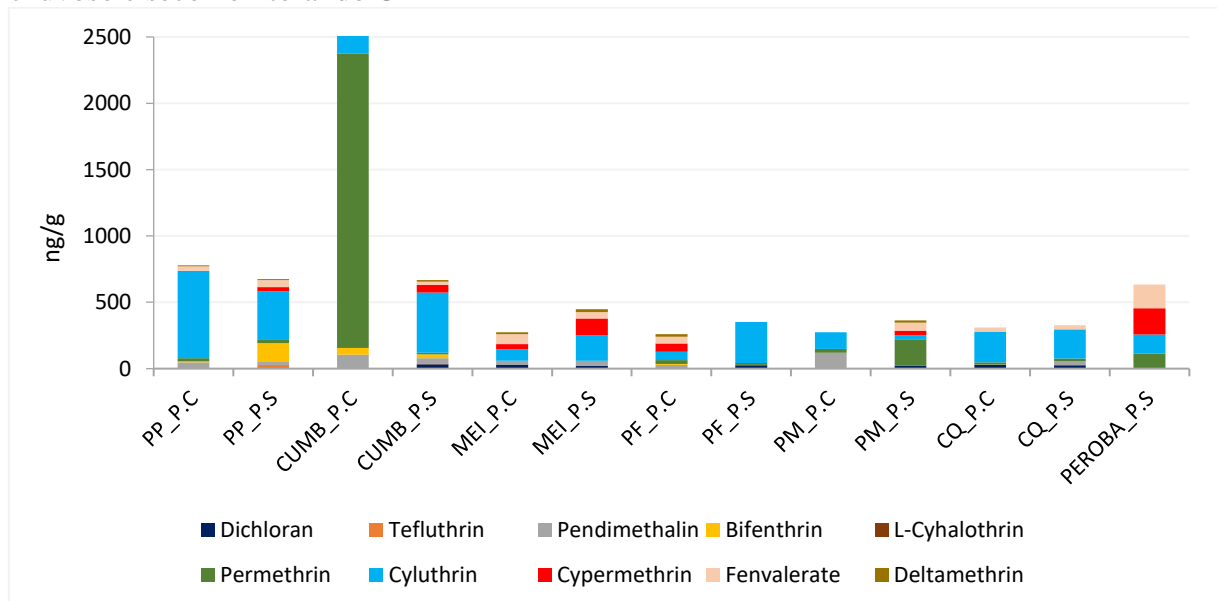
Os PBDEs são utilizados em aparelhos elétricos-eletrônicos, como televisão e computadores, nos materiais de construção e na indústria têxtil, pois possuem capacidade retardadora de chama (ROSA, 2020). Eles também são adicionados a espumas, carpetes e estofados em móveis, carros, ônibus, caminhões e aviões (MCDONALD, 2002). No Brasil, não há registro da produção desses produtos químicos, porém a existência nas amostras evidencia que essas substâncias estão disponíveis no ambiente (TANIGUCHI *et al.*, 2016). Dessa maneira, estas concentrações podem estar associadas a equipamentos elétricos-eletrônicos descartados de forma incorreta e com gestão ineficiente, sendo muitas vezes queimados a céu aberto, o que acaba depositando PBDEs no solo e transportando para as águas costeiras por meio do escoamento superficial (OHGAKI *et al.*, 2021). Além disso, os lixões e a deposição atmosférica também se configuram uma importante fonte de poluição de PBDEs (KWAN *et al.*, 2013; MCDONALD, 2002).

Devido às suas propriedades físicas persistentes, hidrofóbicas e lipofílicas, os PBDEs são considerados tóxicos mesmo em dose baixa, causando distúrbios hormonais da tireoide, deficiência nas respostas neurais e, para alguns congêneres, possivelmente o câncer

(MCDONALD, 2002). A população em geral pode ser exposta a PBDEs por meio da dieta e inalação de poeira, e o consumo de frutos do mar é uma importante via de exposição (LEE; KANNAN; LUA, 2013). De modo geral, os principais alvos dos PBDEs são a homeostase do fígado e os hormônios da tireoide, sendo os sistemas reprodutivo e nervoso pontos críticos aos efeitos no neurodesenvolvimento (FROMME *et al.*, 2016).

Por sua vez, os pesticidas piretróides (PPs) (soma de 10 compostos) nos *pellets* apresentaram maior concentração na praia do Cumbuco período chuvoso (2912,84 ng/g) e menor concentração na praia de Pontal do Maceió período seco (230,61 ng/g). As variações das concentrações aparentemente não exibiram relação evidente com os aspectos espaciais e temporais, havendo grande variabilidade entre os dados. O único composto que não foi detectado em nenhum local foi o L-Cyhalothrin, enquanto o Permethrin foi o composto que apresentou maior concentração (2219,83 ng/g) (Figura 27). Até o momento, não há nenhum estudo no mundo investigando piretróides em *pellets*, sendo que a maioria se limita aos organoclorados, o que dificultou a comparação das concentrações encontradas com outras pesquisas no mundo. De todo modo, os resultados obtidos no presente estudo mostram, de maneira inequívoca, que *pellets* plásticos podem absorver piretróides e funcionar como carreadores desses compostos, assim como já reportado para outros poluentes, como PCBs e PBDEs, mencionados acima.

Figura 27 – Concentrações (ng/g) dos congêneres de PPs nas praias amostradas no período chuvoso e seco no litoral do CE



Fonte: elaborado pela autora

Os piretróides são agrotóxicos urbanos, conhecidos como pesticidas urbanos ou residenciais, bem como domissanitários aplicados no combate às pragas urbanas e no uso doméstico (DAUVÍ *et al.*, 2015). Eles são usados na agricultura, silvicultura, produtos farmacêuticos e sprays domésticos (SINGH *et al.*, 2022) As principais fontes desses compostos no Brasil, advêm de três principais: as campanhas de saúde pública no combate a diversos vetores de doenças (por exemplo, os “fumacês”, que consistem na pulverização de inseticidas por meio de um veículo dotado de pulverizador e que circula pelas cidades)¹, uso de inseticidas domésticos, e empresas dedetizadoras (DAUVÍ *et al.*, 2015). O estudo de Dauví *et al.*, (2015) constatou a presença de agrotóxicos urbanos na coluna d’água e em sedimentos nos estuários dos rios Cocó e Ceará, tendo quantificado os compostos bifentrina, ciflutrina, cipermetrina, deltametrina, imiprotrina, permetrina e malationa. Os autores observaram que o rio Ceará se encontrava mais contaminado com cipermetrina, deltametrina e permetrina e o rio Cocó apenas com cipermetrina. Dessa forma, os rios estudados são uma fonte potencial de pesticidas urbanos para o ambiente marinho, uma vez que o rio Cocó deságua no Oceano Atlântico limite entre os municípios de Fortaleza e Eusébio e o estuário do rio Ceará está localizado entre os municípios de Fortaleza e Caucaia. Por sua vez, Souza *et al.* (2022) estudaram o Estuário Jundiaí-Potengi (EJP), localizado no RN, e identificaram maiores concentrações de piretróides na porção inferior do estuário, próximo da cidade de Natal. A cipermetrina foi o piretróide mais representativo, seguido pela permetrina e ciflutrina. As concentrações estariam relacionadas principalmente com a desinfestação de casas e áreas urbanas, já que este ponto é a área mais densamente urbanizada dentro da bacia do EJP (SOUZA *et al.*, 2022). Os resultados obtidos nos dois estudos acima também indicaram que os rios, em especial aqueles que atravessam zonas urbanas, podem servir como fonte indireta e contribuir para a contaminação marinha por piretróides.

Nesse sentido, os achados de Souza *et al.* (2022) poderiam explicar parcialmente as concentrações encontradas na região do litoral leste, uma vez que a área é relativamente próxima ao estado do Ceará. Ademais, o EJP é influenciado por múltiplas fontes de contaminação, recebendo descargas de diversas fontes potenciais, como atividades agrícolas associadas a liberação de fertilizantes e agrotóxicos, lançamento de esgoto doméstico não tratado, efluentes de indústrias, carcinoculturas, hospitais, e possui também atividades portuárias representando uma fonte adicional de contaminação (SOUZA *et al.*, 2022).

¹ O Governo Federal tem apoiado o uso do fumacê : <https://www.gov.br/saude/pt-br/assuntos/noticias/2024/marco/saiba-como-e-utilizado-o-fumace-no-combate-ao-mosquito-da-dengue>

Os piretróides mesmo não sendo persistentes no ambiente, podem ser considerados pseudo-persistentes no ambiente, devido ao aporte contínuo (LI *et al.*, 2017) e além disso são extremamente tóxicos sendo possível a mortalidade aguda até mesmo em concentrações baixíssimas (WESTON; JACKSON, 2009). A toxicidade verificada para mamíferos é baixa, porém eles apresentam altos níveis de toxicidade para organismos aquáticos, como os peixes (PIMPÃO; ZAMPRONIO; DE ASSIS, 2006; WESTON *et al.*, 2014). De acordo com Borges (2007), esses compostos são tóxicos para o fígado, cérebro, rins, músculos e brânquias dos peixes.

Os organoclorados (OCPs) (soma de 22 compostos), nos pellets tiveram sua maior concentração na Praia do Futuro, período chuvoso (1338,26 ng/g), e menor concentração na praia de Pontal do Maceió, também no período chuvoso (50,34 ng/g). A sazonalidade não pareceu afetar as concentrações de OCPs totais nos *pellets*, porém a distribuição espacial indicou maiores concentrações nos *pellets* coletados nas praias do Pecém e Cumbuco (nos dois períodos analisados), além de Icapuí e Pontal do Maceió (período seco). Essas concentrações podem estar relacionadas com os portos e possíveis aportes advindos do litoral do RN. Os pesticidas organoclorados, entre as décadas de 1940 e 1990, foram utilizados em grandes quantidades para controle de doenças endêmicas e na agricultura nas regiões tropicais semiáridas do Brasil (OLIVEIRA *et al.*, 2016). A restrição dessas substâncias, devido à persistência e periculosidade, começou na década de 1970, mas o Brasil só proibiu totalmente todos os usos e armazenamento em 14 de maio de 2009, por meio da promulgação da Lei 11.036 (BRASIL, 2009). No entanto, muitas dessas substâncias ainda são usadas no Brasil, de forma irregular (BOMBARDI, 2017), em todas as regiões do país.

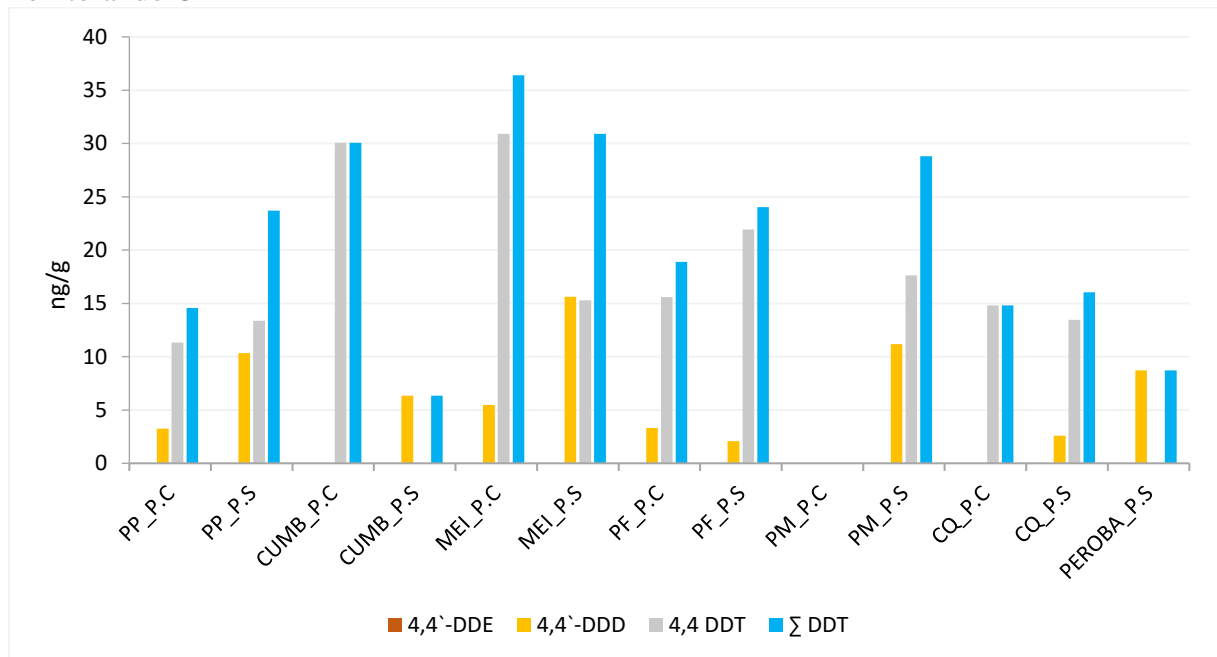
Analisando as concentrações de DDTs (<LD a 36,39 ng/g), soma de DDT, DDD e DDE, nas resinas analisadas, elas foram relativamente mais altas do que aquelas encontradas em *pellets* de outras partes do mundo, como os coletados no litoral português por Frias, Sobral e Ferreira (2010), os relatados por Heskett *et al.* (2012), que investigaram DDTs coletados nas ilhas remotas do Pacífico, oceanos Atlântico e Índico e Mar do Caribe, e aqueles relatados por Ogata *et al.* (2009), exceto EUA e Vietnã, que analisaram amostras de 17 países na fase inicial do IPW. Por outro lado, as concentrações de DDT ao longo do litoral do Ceará foram inferiores às encontradas no litoral de São Paulo por Haratsaris (2018), bem como Zhang *et al.* (2015) em duas praias da China.

O DDT foi muito utilizado na Segunda Guerra Mundial no combate aos piolhos causadores de tifo em soldados, sendo posteriormente usado na agricultura, como pesticida, por cerca de 25 a 30 anos mundialmente (D'AMATO; TORRES; MALM, 2002). Segundo Li;

Mcdonald (2005) o Brasil utilizou aproximadamente $2,12 \times 10^5$ toneladas de DDT, sendo um dos 10 maiores importadores de DDTs do mundo. Contudo, mesmo após sua proibição, a presença desse composto pode ser observada em diversos compartimentos ambientais, devido sua persistência e provavelmente a aplicações ilegais e/ou a utilização de outros pesticidas permitidos que tenham DDT como impureza, como por exemplo, o dicofol (D'AMATO; TORRES; MALM, 2002).

Na maioria das amostras, o DDT foi predominante sobre os produtos de degradação (DDD e DDE), conforme mostrado na Figura 28, o que sugere aportes relativamente recentes seguidos da absorção nos *pellets*. Esses resultados sugerem que a transformação do DDT em DDD ou DDE ocorreu antes do composto ser transportado para o ambiente marinho, onde possivelmente foram sorvidos nas resinas termoplásticas. Após a sorção nos *pellets*, também pode haver a degradação do DDT aos seus subprodutos. Os níveis de metoxicloro variaram de <LD a 87,89 ng/g.

Figura 28 – Concentração (ng/g) de DDTs nas praias amostradas no período chuvoso e seco no litoral do CE

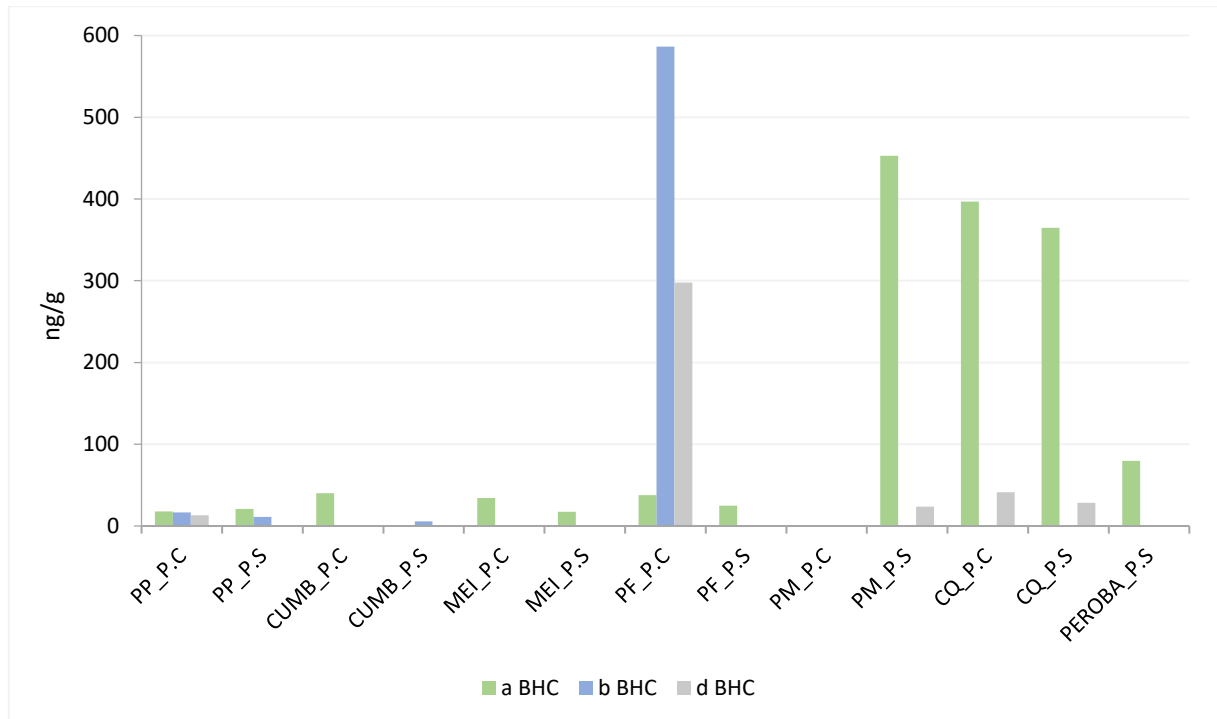


Fonte: elaborado pela autora

Os hexaclorobenzenos (BHCs - a BHC, b BHC e g BHC) tiveram concentrações variando de <LD a 586,31 ng/g, sendo os organoclorados com as maiores concentrações na Praia do Futuro período chuvoso, Pontal do Maceió período seco e Canoa Quebrada, período chuvoso e seco (Figura 29). O BHC detectado no meio ambiente não está somente

relacionado à agricultura, ele pode ser liberando como subproduto da fabricação de solventes, como resultado da incineração inadequada de resíduos urbanos e também é derivado da produção de pesticidas pentaclorofenol (CETESB, 2022; BARBER; SWEETMAN; JONES, 2005).

Figura 29 – Concentrações (ng/g) dos congêneres de BHCs nas praias amostradas no período chuvoso e seco no litoral do CE



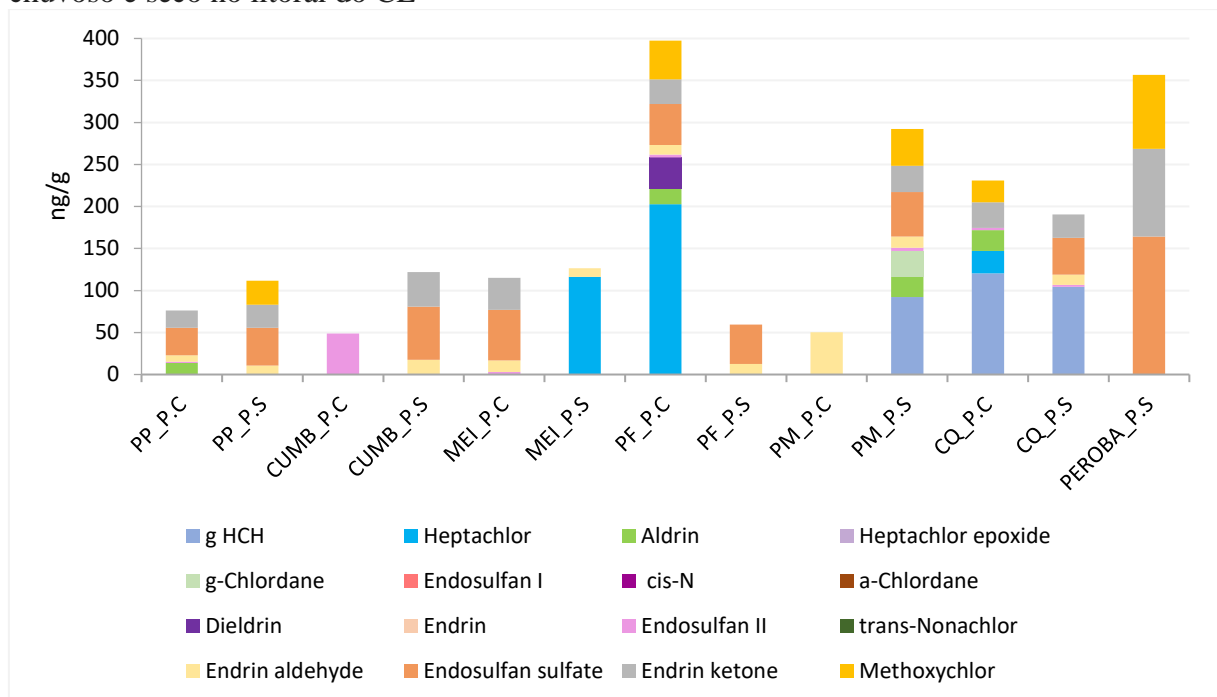
Fonte: elaborado pela autora

Os hexaclorohexanos (HCHs) (g HCH) foram detectados apenas em três locais: Canoa Quebrada período chuvoso (120,40 ng/g), Canoa Quebrada período seco (104,43 ng/g) e Pontal do Maceió período seco (92,19 ng/g). Heskett *et al.* (2012) fornecem níveis de base de POPs (PCBs < 10 ng/g, DDTs < 4 ng/g, HCHs < 2 ng/g) para o IPW. As concentrações detectadas de HCHs foram superiores aos níveis de fundo sugeridos. Os HCHs foram amplamente empregados nas áreas rurais e urbanas do Nordeste do Brasil para controlar pragas entre as décadas de 1940 e 1990 (LIMA *et al.*, 2009), e sua presença nos *pellets* pode indicar ainda um uso atual ou recente.

Os pesticidas ciclodienos (Σ a-Chlordane, g-Chlordane, heptachlor epoxide, heptachlor, aldrin, dieldrin, endrin, endrin aldehyde, endrin ketone, trans-Nonachlor e endosulfan I, II e sulfato) variaram de <LD a 202,85 ng/g. As concentrações de clordanos encontradas neste estudo foram maiores do que aquelas encontradas no litoral de São Paulo por Taniguchi *et al.* (2016) (0,08 a 64 ng/g). Endrin, heptacloro epóxido, a-chlordane, e trans-

nonachlor tiveram concentração abaixo do limite de detecção. No geral, os ciclodienos são considerados o grupo de OCPs mais tóxico (MIRANDAFILHO; MONTONE; FILLMANN, 2008). De acordo com Yogui (2002) no meio ambiente aldrin e heptacloro são transformados em dieldrin e heptacloro epóxido, respectivamente, sendo mais tóxicos e persistentes. Nas amostras não foram detectados endosulfan I, porém o endosulfan II e o endosulfan sulfato estiveram presentes em diversos locais de coletas. O endosulfan foi o segundo pesticida mais utilizado no Brasil e seu uso foi difundido depois do banimento dos outros OCPs (YOGUI; LEONEL; COMBI, 2020). Os isômeros de Endosulfan são semivoláteis, sendo suscetíveis à volatilização a atmosfera, e está sujeito ao transporte e deposição a longas distâncias (WEBER *et al.*, 2010). A Figura 30 evidencia as concentrações dos congêneres de OCPs nas amostras.

Figura 30 – Concentrações (ng/g) dos congêneres de OCPs nas praias amostradas no período chuvoso e seco no litoral do CE



Fonte: elaborado pela autora

Conforme Gama, Oliveira e Cavalcante (2013), as regiões do litoral de Aracati e do Baixo Jaguaribe, onde estão localizados os três principais perímetros de irrigação, utilizam grande quantidade e diversidade de agrotóxicos na região. O estudo mostrou o uso de 201 produtos agrícolas produzidos por 21 empresas e 148 princípios ativos na região estudada, sendo 48% dos agrotóxicos enquadrados nas classes 1 e 2 (extremamente e altamente tóxicos, respectivamente) na classificação quanto a toxicidade e 60% enquadrados nas classes 1 e 2

(produto altamente perigoso e muito perigoso ao meio ambiente, respectivamente) quanto a classificação ambiental. Outro dado importante, é que 60 a 70% dos agrotóxicos administrados na região, pode ser utilizado também na cultura do milho e feijão, culturas predominantes no estado, evidenciando que o comércio direcionou a venda dos produtos em função dessas culturas.

Júnior, Cândido e Amaral (2014) identificaram a utilização de agrotóxicos no cultivo de melão no agropolo de fruticultura Mossoró/Assú, localizado em RN. O melão cultivado nos agroecossistemas é dependente do uso de produtos químicos, resultando em impactos negativos como a contaminação do solo e dos aquíferos da região. Somado a isso, os autores perceberam a má gestão de embalagens, com a destinação inadequada das mesmas em algumas áreas de cultivo. Isso pode favorecer o escoamento de contaminantes para o oceano via drenagem urbana e escoamento superficial pelos rios.

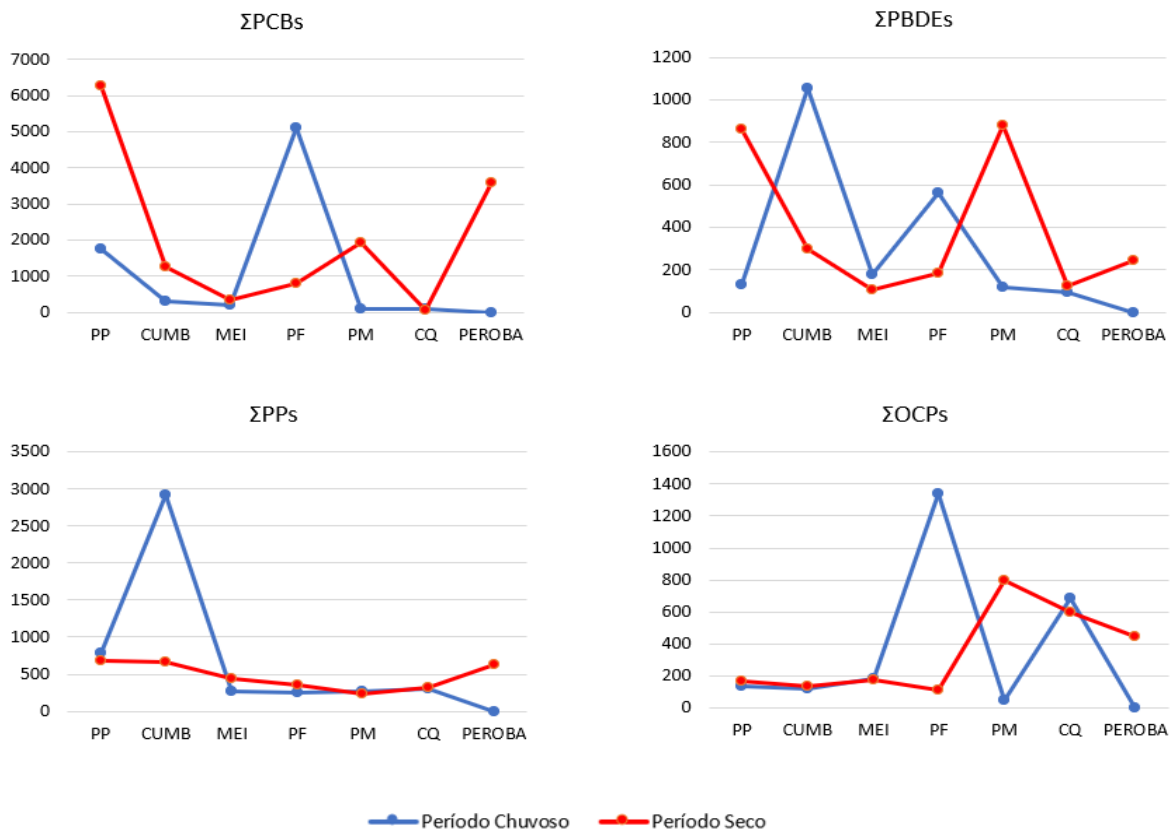
Oliveira *et al.* (2016), avaliaram a ocorrência de OCPs ao longo de duas zonas do Rio Jaguaribe: a montante (zona fluvial) e a jusante (zona estuarina). A concentração total de OCPs (Σ_{OCPs}) variou de 5,1 a 27,4 ng/g (zona fluvial) e de 79,5 a 154,4 ng/g (zona estuarina). Endosulfan I, heptacloro, HCB, γ -HCH e metoxicloro foram determinados ao longo do rio Jaguaribe, enquanto aldrin, *p,p*-DDT, dieldrin, endosulfan II, endrin, heptacloro epóxido, α -HCH e β -HCH não foram detectados. Nesse sentido, os achados desse estudo poderiam explicar parcialmente as concentrações encontradas nesta pesquisa na região próxima (em especial Pontal de Maceió e Canoa Quebrada), já que o rio Jaguaribe deságua no Oceano Atlântico, no município de Fortim, próximo a uma área de coleta. Souza *et al.* (2022), também encontraram um gradiente decrescente em direção ao oceano para as concentrações totais de agrotóxicos no superior, médio e inferior EJP. A porção superior estuarina apresentou maior contaminação por agrotóxicos (OCPs) utilizados nas atividades agrícolas, enquanto as porções estuarinas inferior e média apresentaram ativos associados aos domicílios. Assim, as concentrações de OCPs na região leste podem estar associadas também a descargas do RN.

Os OCPs são considerados altamente tóxicos para peixes, pássaros e mamíferos incluindo os seres humanos (CHOPRA; SHARMA; CHAMOLI, 2011). Esta ameaça surge da sua lenta degradação e forte afinidade por gordura animal, se acumulando nos tecidos adiposos, causando distúrbios fisiológicos (FRACÁCIO, 2006). Darko, Akoto e Oppong (2008), observaram que o nível de endosulfan em peixe do Lago Bosomtwi (Gana) foi, em média, 10 vezes maior que o encontrado em amostras de água, sugerindo que os resíduos na água estão acumulados e biomagnificados nos peixes. Esses compostos causam defeitos

reprodutivos e imunológicos (SAID *et al.*, 2008) e os sintomas de envenenamento incluem hipersensibilidade, hiperatividade, convulsão, prostração e morte (FRACÁCIO, 2006).

O Estado do Ceará possui uma extensa costa com diferentes atividades humanas, englobando áreas rurais e urbanas, o que pode explicar as amplas concentrações de POPs encontradas. Em geral, houve tendência de maiores níveis de concentração no período seco (Figura 31), derrubando a hipótese inicial de que as maiores concentrações de contaminantes seriam detectadas no período chuvoso. Diversos fatores podem contribuir para as diferenças observadas em cada local de amostragem, como a proximidade com fontes pontuais ou o transporte dos *pellets* para áreas distantes das fontes (HARATSARIS, 2018). No litoral do Ceará, os *pellets* podem seguir geralmente no sentido de leste a oeste e depositar em locais distantes das fontes de POPs, além dos próprios POPs poderem ser transportados para regiões onde nunca foram aplicados, devido as correntes marinhas, vento e canais de maré (BATZAN *et al.*, 2014). Acrescido a isto as características morfodinâmicas somadas à influência dos Portos (Mucuripe e Pecém) e à deriva litorânea podem favorecer o aporte de contaminantes na região.

Figura 31 – Distribuição espacial das concentrações (ng/g) de POPs em *pellets* do litoral do CE



Fonte: elaborado pela autora

Importante citar, que há inúmeros rios no Ceará, como por exemplo, os rios Cocó, Ceará (completamente inseridos na região metropolitana da cidade de Fortaleza) e Jaguaribe que deságuam no oceano, os quais podem também contribuir para os valores obtidos. Segundo a Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), muitos domicílios de Fortaleza ainda não têm rede de esgoto, utilizando fossas rudimentares, ligadas clandestinamente às galerias e canais de águas pluviais ou despejadas *in natura* em rios (FORTALEZA, 2013). Isso favorece a chegada de diversos contaminantes aos ecossistemas aquáticos, pois os efluentes domésticos são depositados nos corpos hídricos receptores sem nenhum tipo de tratamento.

Outro ponto relevante, é que o litoral Leste pode sofrer possível influência de fontes localizadas no RN, uma vez que os rios e o uso dos solos sofrem intensas atividades antropogênicas, situação semelhante ao CE. De acordo com Correa (2008) a ocupação desordenada, a ausência de infraestrutura adequada de saneamento básico e de sistema de tratamento para esgoto, aliados às atividades industriais, carcinicultura e lixões se constituem fontes potenciais de poluição para os corpos d'água, especialmente para o estuário do rio Potengi, no RN.

Para efeito de comparação, os resultados encontrados em *pellets* coletados em outras regiões do mundo são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Valores mínimos e máximos de concentrações de POPs (ng/g) em diferentes regiões do mundo

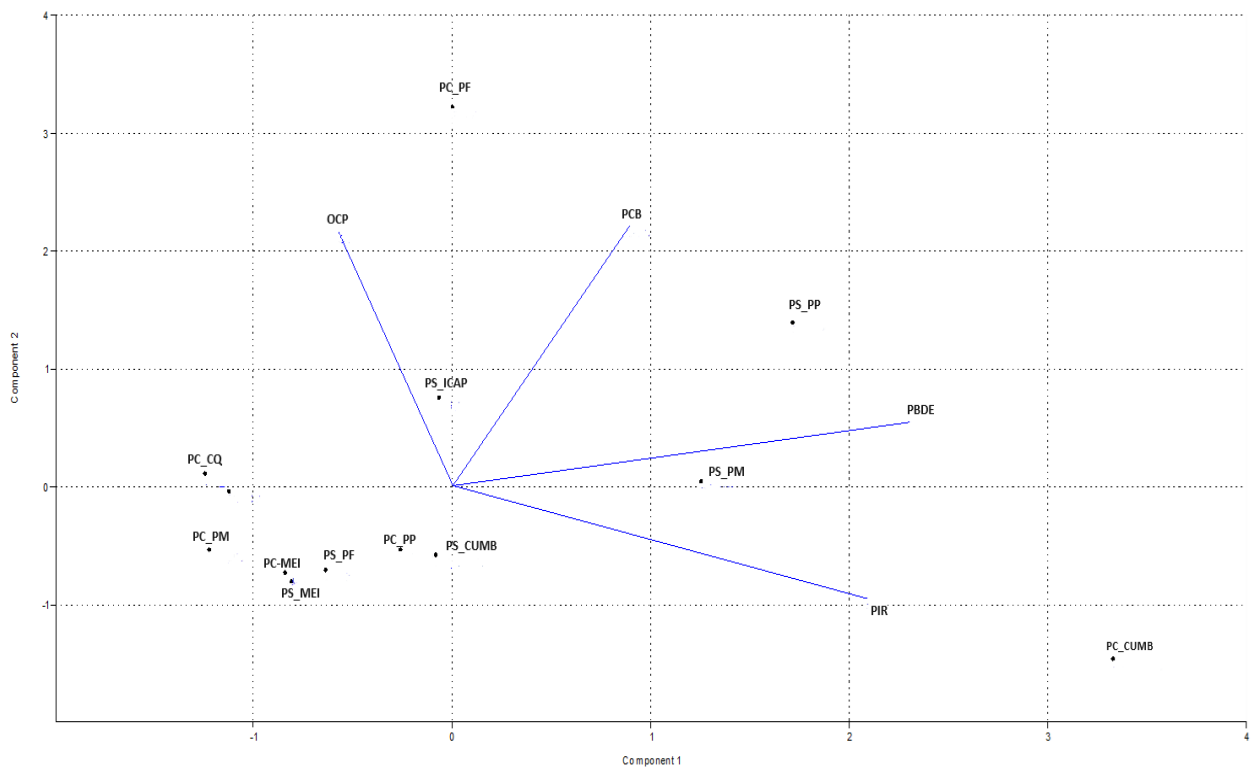
Local	ΣPCBs	ΣPBDEs	ΣPPs	ΣOCPs	Referência
Litoral do Ceará, Brasil	72,81 – 6289,60	93,55 – 1051,59	259,08 – 2912,84	50,34 – 1338,26	Este estudo (2024)
Litoral Japonês	3,97 - 117	-	-	0,16 - 3.1 (DDE)	Mato <i>et al.</i> (2001)
Tokyo, Japão	<28 - 2300	-	-	-	Endo <i>et al.</i> (2005)
Litoral Português	0,02 - 15,56	-	-	0,16 - 4,05 (DDTs)	Frias <i>et al.</i> (2010)
México	1 - 436	0,02 - 9909	-	0,2 – 198 (DDTs)	Hirai <i>et al.</i> (2011)
Ilhas remotas nos Oceanos					
Pacífico, Atlântico e Índico	1,1 – 9,9	-	-	0,7 – 4,1 (DDTs)	Heskett <i>et al.</i> (2012)
Litoral da África do Sul	16 - 113	-	-	8 – 1281 (DDTs)	Ryan <i>et al.</i> (2012)
Litoral Português	2 - 223	-	-	0,42 – 41 (DDTs)	Antunes <i>et al.</i> (2013)
China	21,5 - 323,2	-	-	1,2 – 126,95	Zhang <i>et al.</i> (2015)
Litoral de São Paulo, Brasil	1569 -10504	0.26 - 5.56	-	0,08 – 840	Taniguchi <i>et al.</i> (2016)
Litoral de São Paulo, Brasil	1,29 - 5112	-	-	14 – 1213 (DDTs)	Haratarisaris (2018)
Costa do Golfo Pérsico	0,2 - 624	-	-	-	Alidoust <i>et al.</i> (2021)
65 locais em todo o mundo	0 - 2230	0,08 - 46	-	-	Ohgaki <i>et al.</i> (2021)

Fonte: elaborado pela autora

6.4.1 Análises multivariadas

De acordo com os resultados das análises multivariadas, as duas primeiras componentes principais (PC) extraídas de acordo com os autovalores, explicaram 82,2% das variâncias (45,4 e 36,9%, respectivamente). Como mostra a Figura 32, os ésteres polibromados estão relacionados com os piretróides, e os organoclorados estão associados com as bifenilas policloradas, ilustrando que eles podem compartilhar uma ou mais fontes semelhantes. Isso indica uma diferença entre os contaminantes que advêm da deposição atmosférica (PBDE/PIR) e aqueles que entram no oceano por outras fontes, em especial as industriais (OCP/PCB), e ambos pela drenagem urbana e escoamento superficial.

Figura 32 – Resultado da análise de componentes principais (PCA), com base na presença de contaminantes orgânicos em *pellets* coletados na costa do CE



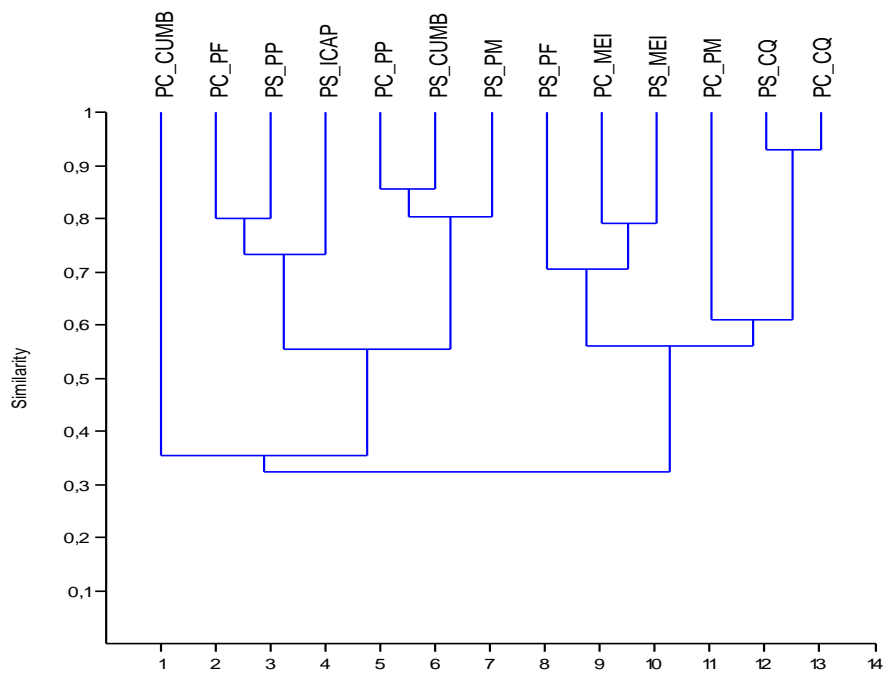
Fonte: elaborado pela autora. Legenda: PC: período chuvoso; PS: período seco; PP: Praia do Porto; CUMB: Cumbuco; MEI: Meireles; PF: Praia do Futuro; PM: Pontal do Maceió; CQ: Canoa Quebrada; ICAP: Icapuí; OCP: organoclorado; PBDE: ésteres difenílicos polibromados; PIR: piretróides; PCB: bifenilas policloradas.

A análise de cluster (similaridade) para os grupos de amostras, mostrou um resultado parecido com a PCA (Figura 33). As amostras formaram dois grupos: mais contaminantes e menos contaminantes, reforçando que no período seco as concentrações de compostos tendem

a ser maiores, com algumas exceções, como a Praia do Futuro e Cumbuco, em que a maioria dos compostos tiveram as maiores concentrações no período chuvoso.

Canoa Quebrada e Meireles, em ambos os períodos (seco e chuvoso) tiveram menor contaminação, e nos *pellets* de Icapuí houve concentrações altas, enquanto nos *pellets* de outros pontos/períodos houve grande variação, reforçando que as hipóteses iniciais de que a maioria dos contaminantes estariam presentes na região metropolitana de Fortaleza e no período chuvoso, não foram confirmadas. Nesse sentido, a contaminação dos *pellets* na costa cearense possivelmente se deve a uma combinação de fatores, incluindo fontes locais e distantes, além de processos oceanográficos, climáticos e geoquímicos.

Figura 33 – Resultado da análise de similaridade para os grupos de amostras, no período seco e chuvoso para *pellets* coletados na costa do CE



Fonte: elaborado pela autora

7 CONCLUSÃO

- *Pellets* plásticos foram encontrados nas costas central e leste do litoral do Ceará;
- A quantidade foi variável ao longo da costa. Ao todo foram coletados 1.086 pellets, sendo 649 no período chuvoso e 437 no período seco. As praias sob processos erosivos tenderam a exibir ausência ou baixa quantidade de *pellets* plásticos, no entanto, a presença de *pellets* na maioria das áreas amostradas indica o aporte constante e a contaminação costeira por esse tipo de material, assim como seu transporte ao longo do litoral do CE;
- Quanto às características dos *pellets*, foi possível concluir que:
 - As cores predominantes dos *pellets* foram branca/transparente, amarela e cinza, tanto no período seco quanto no período chuvoso;
 - As formas predominantes dos *pellets* foram esférica achatada, esférica e cilíndrica achatada, em ambos períodos;
 - O tamanho dos *pellets* variou de 2 a 5 mm;
- A espectroscopia Raman apontou que a maioria dos *pellets* são de PE (83%) e PP (14%);
- A concentração de poluentes variou entre as amostras com valores extremamente altos para a maioria delas, ultrapassando, inclusive, locais com intensas atividades industriais, como América Central, Golfo Pérsico, Japão e Europa Ocidental. Os valores de PCBs variou de 72,81 a 6289,60 ng/g, os PBDEs de 93,55 a 1051,59 ng/g, os PPs de 259,08 a 2912,84 ng/g e os OCPs de 50,34 a 1338,26 ng/g;
- A contaminação dos *pellets* não apresentou um padrão consistente com gradientes associados ao Porto do Mucuripe, e houve a tendência de maiores níveis de compostos no período seco, refutando a hipótese inicial de que as maiores concentrações de contaminantes seriam detectadas no período chuvoso e a oeste do Porto do Mucuripe.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De maneira geral, no Brasil, existem poucos trabalhos direcionados ao estudo da contaminação de *pellets* plásticos em sedimentos de praias, e os existentes são focados na sua identificação e quantificação, utilizando diferentes metodologias. A utilização da metodologia proposta pelo IPW é uma alternativa, sendo utilizada em várias pesquisas no mundo, pois facilita a comparação entre os estudos, tanto na quantificação dos *pellets* quanto dos contaminantes associados a eles.

Esta pesquisa trouxe resultados inéditos para a área de estudo escolhida, identificando e caracterizando *pellets* em sedimentos de praias arenosas de duas regiões litorâneas do estado do CE: Região Leste e Região Metropolitana de Fortaleza. Além disso, pela primeira vez também foram quantificados poluentes orgânicos persistentes nos *pellets* coletados nas praias estudadas.

Este estudo também confirmou que os *pellets* são carreadores geoquímicos importantes e podem servir como um meio eficaz para monitorar as concentrações ambientais de POPs. Além disso, os dados coletados parecem indicar os principais tipos de contaminantes do ambiente terrestre adjacente. No entanto, há muitas questões que precisam de mais discussão, como por exemplo, um melhor entendimento da relação entre as fontes de *pellets* e de contaminantes químicos. Por isso, faz-se necessário a realização de mais trabalhos na costa do CE para viabilizar a obtenção de dados mais robustos acerca dos impactos, da poluição e da contaminação causada por eles.

Os resultados aqui encontrados deverão servir de base para pesquisas futuras, fornecendo informações relevantes para o desenvolvimento de ações, auxiliando o governo local e as empresas produtoras e transportadoras de *pellets* a buscarem medidas para controlar e prevenir a perda desses grânulos no meio ambiente.

REFERÊNCIAS

- ABIPLAST. **Perfil 2019**. Indústria Brasileira de Transformação de Material Plástico. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/wp-content/uploads/2020/09/Perfil_2019_web_abiplast.pdf>. Acesso em: 12 fev 2023.
- ABIPLAST. **Perfil 2020**. Indústria Brasileira de Transformação de Material Plástico. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/wp-content/uploads/2021/08/Perfil2020_abiplast.pdf>. Acesso em: 12 fev 2023.
- ABU-HILAL, A.; AL-NAJJAR, T. H. Plastic pellets on the beaches of the northern Gulf of Aqaba, Red Sea. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 12, p. :461–470, 2009.
- ACOSTA-COLEY, I.; OLIVERO-VERBEL, J. Microplastic resin pellets on an urban tropical beach in Colombia. **Environ Monit Assess.**, v. 187, p. 1-14, 2015.
- ALIDOUST, M. *et al.* Monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons, hopanes, and polychlorinated biphenyls in the Persian Gulf in plastic resin pellets. **Marine Pollution Bulletin**, v.165, p. 1-14, 2021.
- ALIMBA, C. G; FRAGGIO, C. Microplastics in the marine environment: Current trends in environmental pollution and mechanisms of toxicological profile. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 68, p. 61-74, 2019.
- ALIMI, O. S. *et al.* Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. **Environ. Sci. Technol**, v. 52, p.1704–1724, 2018.
- ALMEIDA, C. C. **Pellets plásticos em praias arenosas em duas áreas portuárias do estado do Ceará**. 2018. 130f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.
- ALMEIDA, F. V. *et al.* Substâncias tóxicas persistentes (STP) no Brasil. **Revista Química Nova**, v. 30, p. 1976-1985, 2007.
- ALVES, F. A. Caracterização de *pellets* plásticos em praias do litoral norte do estado de São Paulo. **R. gest. sust. ambient.**, v.7, p. 300-314, 2018.
- AMARAL-ZETTLER, L. A. *et al.* The biogeography of the Plastisphere: implications for policy. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, p. 541–546, 2015.
- AMARAL-ZETTLER, L. A.; ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J. Ecology of the plastisphere. **Nature Reviews Microbiology**, v. 18, p. 139-151, 2020.
- AMARANTE, O. A C. *et al.* **Atlas do Potencial Eólico Brasileiro**. 2001. 44p. Disponível em: <http://www.cresesb.cepel.br/publicacoes/download/atlas_eolico/Atlas%20do%20Potencial%20Eolico%20Brasileiro.pdf>. Acesso em: 11 jul 2023.
- ANANTHASWAMY, A. Junk food - A diet of plastic pellets plays havoc with animals immunity. **New Scientist.**, v. 169, p. 1-18, 2001.

ANDRADE NETO, G. F. **Ocorrência, distribuição e grau de poluição por pellets, lixo de praia e lixo bentônico nas praias do município de Salvador, Bahia, Brasil.** 101f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2014.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1596-1605, 2011.

ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 1526, p. 1977-1984, 2009.

ANTUNES, J. C. *et al.* Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 130, p. 62-69, 2013.

ANTUNES, J.; FRIAS, J.; SOBRAL, P. Microplastics on the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 131, p. 294-302, 2018.

Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA); **Guia para Validação de Métodos Analíticos e Bioanalíticos**, Resolução RE nº 899 de 29/05/2003.

ARAÚJO, A. P.C. *et al.* How much are microplastics harmful to the health of amphibians? A study with pristine polyethylene microplastics and *Physalaemus cuvieri*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 382, p. 1-20, 2020.

ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. **Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris.** [S.l]: NOAA, 2009. 49p.

ARVANITOYANNIS, I. S.; BOSNEA, L. Migration of substances from food packaging materials to foods. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, v. 44, p. 63-76, 2004.

AVIO, C. G.; GORBI, S.; REGOLI, F. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. **Marine Environmental Research**, v. 1128, p. 2-11, 2017.

BADIA, J. D.; GIL-CASTELL, O.; GREUS-RIBES, A. Long-term properties and end-of-life of polymers from renewable resources. *Polymer Degradation and Stability*, v. 137, p.35-57, 2017.

BAENSCH-BALTRUSCHAT, B. *et al.* Tyre and Road Wear Particles (TRWP) - A Review of Generation, Properties, Emissions, Human Health Risk, Ecotoxicity, and Fate in the Environment. **Sci. Total Environ**, v. 733, p. 1-19, 2020.

BHATTACHARYA, P. *et al.* Physical Adsorption of Charged Plastic Nanoparticles Affects Algal Photosynthesis. **J. Phys. Chem. C**, v. 114, p. 16556-16561, 2010.

BANEGAS, M. E. N. **Ocorrência e caracterização morfológica e química de microplásticos na costa da cidade de Fortaleza (Ceará, Brasil).** 100f. Dissertação (Mestrado em Química) - Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

BARBER, J.; SWEETMAN, A.; JONES, K. **Hexachlorobenzene - Sources, environmental fate and risk characterisation**. [S.l]: Science Dossier, 2005. 120p.

BARBIERI, E. Occurrence of plastic particles in Procellariiforms, south of São Paulo state (Brazil). **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 52, p. 341-348, 2009.

BARNES, D. K. A. *et al.* Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, p. 1985–1998, 2009.

BARNES, D. K. A.; WALTERS, A.; GONÇALVES, L. Macroplastics at sea around Antarctica. **Marine Environmental Research**, v. 70, p. 250-252, 2010.

BARRA, O. A. O. L. *et al.* Evolução morfológica de um sistema praiado induzido: Praia Mansa, enseada do Mucuripe, Fortaleza/CE. **Bol. Geogr.**, v. 40, p. 84-101.

BHER, A. *et al.* Biodegradation of Biodegradable Polymers in Mesophilic Aerobic Environments. **Int. J. Mol. Sci.**, v. 23, p. 1-106, 2022.

BATZAN, J. *et al.* Protected areas in the Atlantic facing the hazards of micro-plastic pollution: first diagnosis of three islands in the Canary Current. **Marine Pollution Bulletin**, v. 80, p. 302-311, 2014.

BECKWITH, V. K.; FUENTES, M. M. P. B. Microplastic at nesting grounds used by the northern Gulf of Mexico loggerhead recovery unit. **Marine Pollution Bulletin**, v. 131, p. 32-37, 2018.

BOMBARDE, L. M. **Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia**. São Paulo: FFLCH – USP, 2017. 296p. Disponível em: <https://ecotoxbrasil.org.br/wp-content/uploads/2023/09/Atlas_compressed.pdf>. Acesso em: 01 maio 2024.

BORGES, A. *et al.* Changes in hematological and serum biochemical values in jundiá *Rhamdia quelen* due to sub-lethal toxicity of cypermethrin. **Chemosphere**, v. 69, p. 920-926, 2007.

BRABO, L. *et al.* **A Transcontinental Threat: Plastic Waste from Africa Invades Brazil's Coastline**, p. 1-20, 2024. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/380728228_A_transcontinental_threat_plastic_waste_from_Africa_invades_Brazil's_coastline>. Acesso em: 14 jul 2024.

BRASIL. **Plano mestre - Porto do Mucuripe**. Florianópolis: UFSC, 2015. 74p. Disponível em: <<https://www.gov.br/transportes/pt-br/pt-br/centrais-de-conteudo/se10-pdf>>. Acesso em: 11 jul 2023.

BRASIL. Lei nº 11.936, de 14 de maio de 2009. Proíbe a fabricação, a importação, a exportação, a manutenção em estoque, a comercialização e o uso de diclorodifeniltricloroetano (DDT) e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 14 maio 2009.

BROWNE, M. *et al.* Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). **Environ. Sci. Technol.**, v. 42, p. 5026–5031, 2008.

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Microplastic—an emerging contaminant of potential concern? **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 3, p. 559-561, 2009.

BROWNE, M. A. *et al.* Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. **Environ. Sci. Technol**, v. 45, p. 9175-9179, 2011.

BRUZACA, D. N. A. *et al.* Occurrence of microplastics in bivalve molluscs *Anomalocardia flexuosa* captured in Pernambuco, Northeast Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 179, p. 1-6, 2022.

CAIXETA, D. S. *et al.* Microplásticos como indicadores de poluição ambiental e seus efeitos sobre os organismos. **Enciclopédia Biosfera**, v.19, p. 23-40, 2022.

CARON, A. G. M. *et al.* Ingestion of microplastic debris by green sea turtles (*Chelonia mydas*) in the Great Barrier Reef: Validation of a sequential extraction protocol. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, p. 743- 751, 2018.

CARPENTER, E. J. *et al.* Polystyrene spherules in coastal waters. **Science**, v. 178, p. 749–750, 1972.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. Plastics on the Sargasso Sea Surface. **Science**, v. 175, p. 1240-1241.

CARR, S. A. Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 13, p. 466-469, 2017.

CARSON, H. S. *et al.* Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1708-1713, 2011.

CECCARINI, A. *et al.* The Hidden Microplastics: New Insights and Figures from the Thorough Separation and Characterization of Microplastics and of Their Degradation Byproducts in Coastal Sediments. **Environ. Sci. Technol.**, v. 52, p. 5634–5643, 2018.

CESAR, A. *et al.* Environmental assessment of dredged sediment in the major Latin American seaport (Santos, São Paulo — Brazil): An integrated approach. **Science of The Total Environment**, v. 497, p. 679-687, 2014.

CHACANZA, M. S. **Processos erosivos e deposicionais costeiros no município de Icapuí-Ceará, Nordeste do Brasil.** 142f. Tese (Doutorado em Geologia) - Centro de Ciências, Departamento de Geologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2023.

CHOPRA, A. K.; SHARMA, M. K; CHAMOLI, S. Bioaccumulation of organochlorine pesticides in aquatic system—an overview. **Environ Monit Assess**, v. 173, p. 905–916, 2011.

CHUA, E. M. *et al.* Assimilation of Polybrominated Diphenyl Ethers from Microplastics by the Marine Amphipod, *Allorchestes Compressa*. **Environ. Sci. Technol.**, v. 48, p. 8127–8134, 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, p. 2199–2204, 2011.

CLAUDINO SALES, V; PEULVAST, J. P. Geomorfologia da zona costeira do estado do Ceará, nordeste do Brasil. *In: SILVA, J. B. et al. (Orgs). Litoral e Sertão, natureza e sociedade no nordeste brasileiro.* Fortaleza: Expressão Gráfica, 2006. 408p.

COLABUONO, F. I. *et al.* Plastic ingestion by Procellariiformes in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, p. 93-96, 2009.

COLABUONO, F.I. **Poluentes orgânicos persistentes e ingestão de plásticos em albatrozes e petréis (Procellariiformes)**. 221f. Tese (Doutorado em Ciências) – Departamento de Oceanografia Química e Geológica, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2011.

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

COLE, M. *et al.* Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 12, p. 6646–6655, 2013.

COLTON, J. B.; FREDERICK, D. K.; BRUCE, R. B. Plastic particles in surface waters of the Northwestern Atlantic. **Science**, v. 185, p. 491–497, 1974.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Hexaclobenzeno**. 2022. São Paulo: Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, 2022. 4p. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2020/07/Hexaclorobenzeno.pdf>>. Acesso em 23 abr. 2024.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **HPAs – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos**. 2018. São Paulo: Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, 2018. 6p. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2021/05/HPAs-Hidrocarbonetos-Polici%CC%81clicos-Aroma%CC%81ticos.pdf>>. Acesso em: 20 jul. 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **PBDEs - Éteres difenílicos polibromados**. 2020. São Paulo: Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, 2020. 3p. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2020/07/PBDEs-E%CC%81teres-difeni%CC%81licos-polibromados.pdf>>. Acesso em: 20 jul. 2023.

CORREA, T. L. **Impactos geoquímicos e sócio-ambientais no estuário do rio Potengi – Região Metropolitana da Grande Natal/RN**. 104f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2008.

COSTA, C. R. *et al.* A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Quim. Nov.**, v. 31, p. 1820-1830, 2008.

COSTA, M. F. *et al.* 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, p. 299–304, 2010.

CRAWFORD, C. B.; QUINN, B. The interactions of microplastics and chemical pollutants. In: CRAWFORD, C. B.; QUINN, B. (Org.). **Microplastic Pollutants**. Elsevier, 2017. p.131-157.

COUTINHO, F. M. B; MELLO, I. L; SANTA MARIA, L. C. Polietileno: principais tipos, propriedades e aplicações. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, v. 13, p. 1-13, 2003.

ÇOBANOĞLU, H. *et al.* Genotoxic and cytotoxic effects of polyethylene microplastics on human peripheral blood lymphocytes. **Chemosphere**, v. 272, p. 1-6, 2021.

DANTAS, N. C. F. M. *et al.* Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 153, p. 110959, 2020.

DARBRE, P. Chemical components of plastics as endocrine disruptors: Overview and commentary. **Birth Defects Research**, v. 112, p. 1300-1307, 2020.

DARKO, G.; AKOTO, O.; OPPONG, C. Persistent organochlorine pesticide residues in fish, sediments and water from Lake Bosomtwi, Ghana. **Chemosphere**, v. 72, p. 21-24, 2008.

D'AMATO, C; TORRES, J. P. M.; MALM, O. DDT (DICLORO DIFENIL TRICLOROETANO): toxicidade e contaminação ambiental – uma revisão. **Quim. Nova**, v. 25, p. 995-1002, 2002.

DAUVÍ, W. C. *et al.* Contaminação de ambientes aquáticos por “agrotóxicos urbanos”: o caso dos rios Cocó e Ceará, Fortaleza – Ceará, Brasil. **Quim. Nova**, v. 38, p. 622-630, 2015.

DE CARVALHO, D. G.; BAPTISTA NETO, J. A. B. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 128, p. 10-17, 2016.

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

DIAS, I. C. C. M. **Influência da morfodinâmica praias na distribuição e variações morfológicas de *Mellita quinquesperforata* leske, 1778 no litoral do estado do Ceará.** 93f. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais), Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

DIAS, N. B. M. **Influência do regime ondulatório sobre “sea wall” de proteção na praia de Iparana - Caucaia - Ceará - Brasil.** 110f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento Ambiental, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

DJORDJEVIC, A. B. *et al.* Endocrine-disrupting mechanisms of polychlorinated biphenyls. **Current Opinion in Toxicology**, v. 19, p. 42-49, 2020.

DONG, M. *et al.* Raman spectra and surface changes of microplastics weathered under natural environments. **Science oh The Total Environment**, v. 739, p. 1-9, 2020.

DONATO, A. *et al.* Monitoring plastic pellet pollution in coastal environments through handheld Raman spectroscopy: Data from the Mediterranean coasts (Southern Italy). **Marine Pollution Bulletin**, v. 202, p. 1-12, 2024.

DRIS, R. *et al.* Beyond the ocean : Contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. **Environmental Chemistry**, v. 12, p. 539–550, 2015.

DUIS, K; COORS, A. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. **Environmental Sciences Europe**, v. 28, p. 1-25, 2016.

EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, D. C. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. **Water Research**, v. 75, p. 63-82, 2015.

ELIZALDE-VELÁZQUEZ, G. A; OLIVÁN-GÓMEZ, L. M. Microplastics in aquatic environments: A review on occurrence, distribution, toxic effects, and implications for human health. **Science of The Total Environment**, v. 780, p. 1-18, 2021.

EPA – United States Environmental Protection Agency. **Plastic pellets in the aquatic environment: sources and recommendations – final report**. Office of Water (WH – 556F). P. 108, 1992.

ENDO, S. *et al.* Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p. 1103–1114, 2005.

ERIKSEN, M. *et al.* 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, p. 1-15, 2014.

FALCÃO, P. M; SOUZA, C. R. G. Diagnóstico da presença de grânulos plásticos em praias do estado de São Paulo, Brasil. In: VII Congresso Brasileiro de Geógrafos, 2014, Vitória. **Anais eletrônicos** [...] Espírito Santo: Vitória, 2014, p. 1-15. Disponível em: <http://www.cbg2014.agb.org.br/resources/anais/1/1403963697_ARQUIVO_PlinioMartins_TrabCompleto_CBG_VIX.pdf>. Acesso em: 17 jul 2023.

FENDALL, L. S.; SWELL, M. A. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, p. 1225-1228, 2009.

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, p. 325–332, 2015.

FOK, L. *et al.* Size distribution of stranded small plastic debris on the coast of Guangdong, South China. **Environmental Pollution**, v. 220, p 407-412, 2017.

FORTALEZA. Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente. **Diagnóstico das atuais condições de drenagem do município de Fortaleza**. Fortaleza, dez. 2013.

FRACÁCIO, R. **Estudos limnológicos e ecotoxicológicos (laboratoriais e *in situ*), com ênfase na avaliação de toxicidade de metais e de pesticidas organoclorados em peixes (*Danio rerio* e *Poecilia reticulata*) – Sub-bacia do rio Monjolinho**. 209f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

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

FROMME, H. *et al.* Brominated flame retardants – Exposure and risk assessment for the general population. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 219, p. 1-23, 2016.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS (FUNCEME). **Para entender melhor a previsão meteorológica para a estação chuvosa no Ceará**. 2009. 20 p. Disponível em: <http://www.funceme.br/produtos/manual/clima/Clima/boletins_clima_alerta/EntenderPrevisaoQuadraChuvosa.pdf>. Acesso em: 05 set. 2023.

GAMA, A. F; OLIVEIRA, A. H. B; CAVALCANTE, R. M. Inventário de agrotóxicos e risco de contaminação química dos recursos hídricos no semiárido cearense. **Quim. Nova**, v. 36, p. 462-467, 2013.

GARCIA, T. M. *et al.* Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, p. 110705, 2019.

GAYLARDE, C. C.; BATISTA NETO, J. A.; FONSECA, E. M. Paint fragments as polluting microplastics: A brief review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 162, p. 1-9, 2021.

GESAMP. “**Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment**. 2016. 220 p. Disponível em: <<http://www.gesamp.org/site/assets/files/1275/sources-fate-and-effects-of-microplastics-in-the-marine-environment-part-2-of-a-global-assessment-en.pdf>>. Acesso em: 25 maio 2022.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, p. 1-5, 2017.

GIACOVELLI, C. *et al.* **Single-use plastic: A Roadmap for Sustainability**. [S.l]: UNEP, 2018. Disponível em: <<https://www.unep.org/resources/report/single-use-plastics-roadmap-sustainability>>. Acesso em: 27 fev. 2023.

GOH, P. S.; ISMAIL, A. F.; NG, B. C. Raman spectroscopy. In: HILAL, N. *et al.* (Orgs). **Membrane characterization**. Amsterdam: Elsevier, 2017, p. 31-46.

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

GORMAN, D. *et al.* Organic contamination of beached plastic pellets in the South Atlantic: Risk assessments can benefit by considering spatial gradients. **Chemosphere**, v. 223, p. 608-615, 2019.

GREGORY, M. R. 1977. Plastic pellets on New Zealand beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 8, p. 82-84.

GU, J. D. Microbiological deterioration and degradation of synthetic polymeric materials: recent research advances. **Int. Biodeter. Biodegr.**, v. 52, p. 69– 91, 2003.

GUIMARÃES, A. T. B.; CHARLIE-SILVA, I.; MALAFAIA, G. Toxic Effects of Naturally Aged Microplastics on Zebrafish Juveniles: A More Realistic Approach to Plastic Pollution in Freshwater Ecosystems. **Journal of Hazardous Materials**, v. 407, p. 1-15, 2021.

GUO, X.; WANG, J. The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 1-14, 2019.

GUSEV, A. A. *et al.* Bidecadal cycles in liquid precipitations in Brazil. **Advances in Space Research**, v. 34, p. 370-375, 2004.

HAHLADAKIS, J. N. *et al.* An overview of chemical additives present in plastics: migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. **Journal of Hazardous Materials**, v. 344, p. 179–199, 2018.

HAMMER J.; KRAAK, M. H. S.; PARSONS, J. R.; Plastics in the Marine Environment: The Dark Side of a Modern Gift. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 220, 2012.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. 2001. **PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis**. *Palaeontologia electronica*, 4(1): 9pp.

HANUN, J. N.; HASSAN, F.; JIANG, J. Occurrence, fate, and sorption behavior of contaminants of emerging concern to microplastics: Influence of the weathering/aging process. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.9, p. 1-16, 2021.

HARA, J.; FRIAS, J.; NASH, R. Quantification of microplastic ingestion by the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* from Irish waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 152, p. 1-13, 2020.

HARATSARIS, V. M. **PCBs e DDTs em grânulos de plástico depositados em praias do litoral paulista**. 2018. 88f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

HESKETT, M. *et al.* 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, p. 445-448, 2012.

HIRAI, H. *et al.* Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1683–1692, 2011.

HIRATA, G. *et al.* Caracterização de pellets plásticos na Praia do Tombo, município do Guarujá, SP, Brasil. **Revista Internacional de Ciências**, v. 7, p. 202-216, 2017.

HIRATUKA, C. *et al.* **Relatório de acompanhamento setorial: transformados plásticos**. Campinas: ABDI e Unicamp, 2007.

HOELLEIN, T. J. *et al.* Microplastic Deposition Velocity in Streams Follows Patterns for Naturally Occurring Allochthonous Particles. **Sci. Rep.**, v. 9, p. 1–11, 2019.

HORTON, A. A. *et al.* Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of The Total Environment**, v. 586, p. 127-141, 2017.

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.; COSTA, M. F.; FILLMANN, G. Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. **Water Air Soil Pollut.**, v. 255, p. 1-13, 2014.

IVAR DO SUL *et al.* Pelagic microplastics around an archipelago of the Equatorial Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 75, p. 305-309, 2013.

IVAR DO SUL, J. A. **Contaminação ambiental por microplásticos em Fernando de Noronha, Abrolhos e Trindade**. 75f. Tese (Doutorado em Oceanografia) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 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, p. 1236–1238, 2009.

IZAR, G. *et al.* Quantitative analysis of pellets on beaches of the São Paulo coast and associated non-ingested ecotoxicological effects on marine organisms. **Regional Studies in Marine Science**, v. 29, p. 1-11, 2019.

IZAR, G. **Análise de pellets nas praias do litoral paulista e seus efeitos ecotoxicológicos em ambientes marinhos**. 47f. Dissertação (Mestrado em Análise Ambiental Integrada) - Universidade Federal de São Paulo, Santos, 2016.

JAMBECK, J. R. *et al.* Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, p. 768-771, 2015.

JESUS, A. C.D. L. **Estudo das variáveis oceanográficas na área de influência do Terminal Marítimo de Passageiros do Porto de Fortaleza – Praia Mansa, Ceará, Brasil**. 136f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

JÚNIOR, I. M. F.; CÂNDICO, G. A.; AMARAL, V. S. Pontos críticos do cultivo de melão no assentamento São Romão em Mossoró (RN). *In: CÂNDICO, G. A.; SILVA, V. P. (Orgs). Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas: aplicações em diversos tipos de cultivo e práticas agrícolas do Rio Grande do Norte.* Natal: IFRN, 2014, p. 223-247.

KAPPLER, A. *et al.* Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? **Anal. Bioanal. Chem.**, v. 408, p. 8377-8391, 2016.

KARAPANAGIOTI, H. K.; KLONTZA, I. Investigating the properties of plastic resin pellets found in the coastal areas of Lesvos Island. **Global Nest, J.**, v.9, p. 71-76, 2007.

KARLSSON, T. M. *et al.* The unaccountability case of plastic pellet pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 129, p. 52-60, 2018.

KAWAN, C. S. *et al.* PBDEs in leachates from municipal solid waste dumping sites in tropical Asian countries: phase distribution and debromination. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, p. 4188-4204, 2012.

KIBRIA, M. G. *et al.* Plastic Waste: Challenges and Opportunities to Mitigate Pollution and Effective Management. **International Journal of Environmental Research**, v. 17, p. 1-37, 2023.

KIM, K. *et al.* Chronic effects of nano and microplastics on reproduction and development of marine copepod *Tigriopus japonicus*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 243, p. 1-8, 2022.

KIVIRANTA, H.; OVASKAINEN, M.; VARTIAINEN, T. Market basket study on dietary intake of PCDD/Fs, PCBs, and PBDEs in Finland. **Environment International**, v. 30, p. 923-932, 2004.

KLEINSCHMITT, A. R. B. **Transporte e retenção de triazinas em compartimentos ambientais terrestres e aquáticos em área de milho no sistema de plantio direto.** 136f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.

KOLE, P. J. *et al.* Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 10, p. 1-31, 2017.

LACERDA, A. L. D. F. *et al.* Floating plastics and their associated biota in the Western South Atlantic. **Science of The Total Environment**, v. 805, p. 150-186, 2022.

LACERDA, L. D. *et al.* Effect of dredging on hg distribution in water and sediments in the Mucuripe Harbor, Fortaleza, NE, Brazil. **Arq. Ciên. Mar.**, v. 52, p. 77-84, 2019.

LANGE, J. P. Managing Plastic Waste-Sorting, Recycling, Disposal, and Product Redesign. **ACS Sustainable Chem. Eng.**, v. 9, p. 15722-15738, 2021.

LAIST, D. W.; Overview of the Biological Effects of Lost and Discarded Plastic Debris in the Marine Environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, pp. 319-326, 1987.

- LARA, L. Z. **Microplásticos de poliamida e desreguladores endócrinos**: influência de fatores ambientais e da fotodegradação. 107f. Dissertação (Mestrado em Química) - Instituto de Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2022.
- LEBRETON, L.; ANDRADY, A. Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. **Palgrave Communications**, v. 5, p. 1-11, 2019.
- LEBRETON, L. *et al.* Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. **Scientific Reports**, v. 8, p. 1–15, 2018.
- LEBRETON, L. C. M. *et al.* River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, p. 1-10, 2017.
- LEE, S.; KANNAN, K; LUA, H. Assessment of exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) via seafood consumption and dust ingestion in Korea. **Science of The Total Environments**, v. 443, p. 24-30, 2013.
- LI, H. *et al.* Global occurrence of pyrethroid insecticides in sediment and the associated toxicological effects on benthic invertebrates: An overview. **Journal of Hazardous Materials**, v. 324, p. 258-271, 2017.
- LI, Y. F; MCDONALD, R. W. Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect of pathway divergence on HCH trends in biota: a review. **Sci. Total Environ.**, v. 342, p. 87-106, 2005.
- LIMA, E. P. *et al.* Exposição a pesticidas e repercussão na saúde de agentes sanitários no Estado do Ceará, Brasil. **Ciênc. saúde coletiva**, v. 14, p. 2221-2230, 2009.
- LIU, K. *et al.* Vapor–liquid equilibrium measurements and extractive distillation process design for separation of azeotropic mixture (dimethyl acetate + ethanol). **J. Chem. Thermodynamics.**, v. 133, p.10-18, 2019.
- LIU, L. *et al.* On the Degradation of (Micro)Plastics: Degradation Methods, Influencing Factors Environmental Impacts. **Sci. Total Environ.**, v. 806, p. 1- 10, 2021.
- LÖFFLER, G. **Pellets plásticos no sedimento arenoso praias no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil**: Análise quali-quantitativa e identificação de possíveis fontes. 31f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Imbé, 2023.
- LOZOYA, J. P. *et al.* Plastics and microplastics on recreational beaches in Punta del Este (Uruguay): Unseen critical residents? **Environmental Pollution**, v. 218, p. 931–941, 2016.
- LUCAS, N. *et al.* Polymer biodegradation: Mechanisms and estimation techniques. **Chemosphere**, v. 73, p. 429–442, 2008.
- LWANG, E. H. *et al.* Review of microplastic sources, transport pathways and correlations with other soil stressors: a journey from agricultural sites into the environment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 19994-20005, 2023.
- MA, H. *et al.* Microplastics in aquatic environments: Toxicity to trigger ecological consequences. **Marine Pollution Bulletin**, v. 261, p 1- 16, 2020.

MADDAH, H. A. Polypropylene as a promising plastic: a review. **American Journal of Polymer Science**, v. 6, p. 1-11, 2016.

MAGALHÃES, C. A. **PCBs e Pesticidas Organoclorados em tecidos de peixes da Baixada de Santos, São Paulo**. 88f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

MAIA, L. P. **Procesos costeros y balance sedimentario a lo largo de Fortaleza (NE-Brasil): implicaciones para una gestión adecuada de la zona litoral**. 269f. Tese (Doutorado em Geologia) - Departamento de Ecologia, Faculdade de Biologia, Universidade de Barcelona, Barcelona, 1998.

MAJER, A.P.; VEDOLIN, M.C.; TURRA, A. Plastic pellets as oviposition site and means of dispersal for the ocean-skater insect Halobates. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 1143 – 1147, 2012.

MANZANO, A. B. **Distribuição, taxa de entrada, composição química e identificação de fontes de grânulos plásticos na Enseada e Santos, SP, Brasil**. 124f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

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, p. 267–282, 2013.

MASCARENHAS, R.; SANTOS, R.; ZEPPELINI, D. Plastic debris ingestion by sea turtle in Paraíba, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, p. 354-355, 2004.

MATO, Y. *et al.* Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. **Environ. Sci. Technol**, v. 35, p. 318-324, 2001.

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

MCDONALD, T. A. A perspective on the potential health risks of PBDEs. **Chemosphere**, v. 46, p. 745-755, 2002.

MENDES, D. S; FERNANDES, M. E. B. Poluição por microplásticos em manguezais: uma breve revisão sobre as descobertas nos diferentes compartimentos, gestão e regulamentação. *In*: POMPÊO, M.; RANI-BORGES, B.; PAIVA, T. C. B. (Orgs.). **Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções**. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2022. p. 196-218.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Lixo Marinho**. Brasília, 2013. Disponível em:<http://www.meioambiente.pr.gov.br/arquivos/File/coea/gerco_lixo_marinho_contribuicoes_cnma.pdf> Acesso em: 11 abr 2023.

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

MIRANDA-FILHO, K. C.; MONTONE, R. C.; FILLMANN, G. **Compostos organoclorados**. *In*: BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNERKERSANACH, M.;

- PATCHINEELAM, S. M. (ed.). Poluição marinha. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. p. 97-160.
- MONTAGNER, C. C. *et al.* Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. **Quim. Nova**, v. 44, p.1328-1352, 2021.
- MONTEIRO, B. T. **Microplásticos em sedimentos da praia de Icará em períodos de pré e pós ressaca**. 65f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Instituto de Biologia, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2022.
- MOORE, C. J. *et al.* Composition and ditribution of beach debris in Orange County, California. **Marine Pollution Bulletin**, v.4, p. 241-145, 2001.
- MOORE, C. J. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term 44 threat. **Environmental Research**, v. 108, p. 131–139, 2008.
- MORAIS, J. O. *et al.* Ceará. *In: IBAMA (Org). Erosão e progradação no litoral brasileiro*. Brasília: MMA, 2006. 474p.
- MORAIS, J. O. **Aspecto de geologia ambiental costeira do município de Fortaleza (Estado do Ceará)**. 282f. Tese (Seleção para professor titular) - Departamento de Geociências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1980.
- MORGANA *et al.* Microplastics in the Arctic: A case study with sub-surface water and fish samples off Northeast Greenland. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 1078-1086, 2018.
- MUNIZ, L. F. *et al.* **Classificação climática para o estado do Ceará utilizando distintos sistemas caracterização**. *In: XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Florianópolis - SC. 2017.
- NAIK, R. K. *et al.* Microplastics in ballast water as an emerging source and vector for harmful chemicals, antibiotics, metals, bacterial pathogens and HAB species: A potential risk to the marine environment and human health. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, p. 1-10, 2019.
- NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, p. 39-45, 2016.
- NAVARRO, A. *et al.* Microplastics ingestion and chemical pollutants in seabirds of Gran Canaria (Canary Islands, Spain). **Marine Pollution Bulletin**, v. 186, p. 1-13, 2023.
- NGOUBEYOU, P. S. K. *et al.* Toxicity of polychlorinated biphenyls in aquatic environments – A review. **Aquatic Toxicology**, v. 251, p. 1-16, 2022.
- NOBRE, C. R.; SILVA, L. F.; MORENO, B. B. Microplásticos em ecossistemas costeiros e marinhos: comportamentos e impactos a biota. *In: POMPEO, M.; RANI-BORGES, B.; PAIVA, T. C. B. (Orgs). Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções*. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2022. p. 28-42.

NOBRE, C. R. *et al.* Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea). **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, p. 99-104, 2015.

OBERBECKMANN, S.; Labrenz, M. Marine Microbial Assemblages on Microplastics: Diversity, Adaptation, and Role in Degradation. **Ann. Rev. Mar. Sci.** v. 12, 2020.

OGATA, Y. *et al.* International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, p. 1437-1446, 2009.

OHGAKI, T. *et al.* International pellet watch: Global monitoring of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in plastic resin pellets. **Environmental Monitoring and Contaminants Research**, v.1, p.75–90, 2021.

OLIVATTO, G. P. *et al.* Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. **Rev. Virtual Quim.**, v. 10, p. 1968-1989, 2018.

OLIVEIRA, A. *et al.* The legacy of organochlorine pesticide usage in a tropical semi-arid region (Jaguaribe River, Ceará, Brazil): implications of the influence of sediment parameters on occurrence, distribution and fate. **Science of The Total Environment**, v. 542, p. 254-263, 2016.

OLIVEIRA, N. L. **Análise de agrupamento hierárquicos**. 51f. Monografia (Graduação em Estatística) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2022.

PELANDA, A. A. **Impactos humanos sobre aves associadas a ecossistemas marinhos na costa paranaense**. 42f. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2007.

PEREIRA, F. C. **Microplásticos no ambiente marinho: mapeamento de fontes e identificação de mecanismos de gestão para minimização da perda de pellets plásticos**. 144f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

PENTEADO, J. C. P.; VAZ, J. M. O legado das bifenilas policloradas (PCBs). **Revista Química Nova**, v. 24, p. 390-398, 2001.

PIMPÃO, C. T; ZAMPRONIO, A. R.; DE ASSIS, H. C. Effects of deltamethrin on hematological parameters and enzymatic activity in *Ancistrus multispinis* (Pisces, Teleostei). **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 88, p. 122-127, 2007.

PLASTICS EUROPE. **Plastics - the Facts, 2016**. An Analysis of European Latest Plastics Production, Demand and Waste Data. Plastics Europe: Association of Plastic Manufacturers, Brussels, 2016. 38p.

PLASTIC OCEANS. **The Facts**, 2022. Disponível em: <PlasticOceans.org/the-facts>. Acesso em: 27 fev. 2023.

PRATA, J. C. *et al.* Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. **Science of the Total Environment**, v. 702, p. 1-9, 2020.

RAGUSA, A. *et al.* Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. **Environment International**, v. 146, p. 1-8, 2021.

RAGUSA, A. *et al.* Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk. **Polymers**, v.14, p. 1-14, 2022.

RECH, S.; BORRELL, Y.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Marine litter as a vector for nonnative species: What we need to know. **Marine Pollution Bulletin**, v. 113, p. 40-43, 2016.

REDDY, A. V. B.; MONIRUZZAMAN, M.; AMINABHAVI, T. M. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the environment: Recent updates on sampling, pretreatment, cleanup technologies and their analysis. *Chemical Engineering Journal*, v. 358, p. 1186-1207, 2029.

REISSER, J. Millimeter-sized marine plastics: A new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates. **PLoS ONE**, v. 9, 2014.

REN, Z. *et al.* Microplastics in the soil-groundwater environment: Aging, migration, and co-transport of contaminants – A critical review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 419, p. 1-12, 2021.

RIBANI, M. *et al.* Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos. **Quim. Nova**, v. 27, p. 771-780, 2004.

RICHARDSON, K.; HARDESTY, B. D; WILCOX, C. Estimates of fishing gear loss rates at a global scale: A literature review and meta-analysis. **Wiley online library**, v. 20, p. 1218-1231, 2019.

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

ROCHMAN, C. M. *et al.* Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 38, p. 703-711, 2019.

RODRIGUES, A. *et al.* Colonisation of plastic pellets (nurdles) by *E. coli* at public bathing beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, p. 376-380, 2019.

RODRIGUES, M. O. *et al.* Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). **Science of The Total Environment**, v. 633, p. 1549-1559, 2018.

ROSA, J. C. S. **Avaliação da exposição de puérperas a éteres difenílicos polibromados no município do Rio de Janeiro**: uma contribuição ao Projeto PIPA. 2020. 87f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2020.

ROSA FILHO, *et al.* Monitoramento de longo prazo da macrofauna bentônica entremarés de praias arenosas. *In*: TURRA, A.; DENAIDE, M. R. (Orgs.). **Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - Rede de Monitoramento de Habitat**

Bentônicos Costeiros. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015. p. 194-207.

RYAN, P. G. *et al.* Long-term decreases in persistent organic pollutants in South African coastal waters detected from beached polyethylene “pellets”. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 2756- 2760, 2012.

SAID, T. O. *et al.* Organochlorine Contaminants in Water, Sediment and Fish of Lake Burullus, Egyptian Mediterranean Sea. **Bull Environ Contam Toxicol**, v. 81, p.136–146, 2008.

SANTOS, M. A. T.; AREAS, M. A.; REYES, F. G. Piretróides – uma visão geral. **Alim. Nutr.**, v. 18, p. 339-349, 2007.

SCHEURER, M.; BIGALKE, M. Microplastics in Swiss Floodplain Soils. **Environ. Sci. Technol.**, v. 52, p. 3591-3598, 2018.

SCHNEIDER, I. **Análise quali-quantitativa de microplásticos no sedimento arenoso de praias no Litoral Norte do Rio Grande do Sul.** 2018. 45 f. Monografia (Graduação em Ciência Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Imbé, 2018.

SCIRCLE, A. Single-Pot Method for the collection and preparation of natural water for microplastic analyses: microplastics in the Mississippi River System during and after historic flooding. **Environ. Chem.**, v. 39, p. 986-995, 2020.

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

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

SHIN, E. *et al.* Estimated dietary intake and risk assessment of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls from fish consumption in the Korean general population. **Chemosphere**, v. 146, p. 419-425, 2016.

SILVA, A. B. *et al.* Microplastics in the environment: challenges in analytical chemistry - a review. **Analytica Chimica Acta**, v. 1017, p. 1–19, 2018.

SILVA, D. R. F.; LIMA, M. C. Trabalho de campo na zona costeira do Ceará: por uma interpretação densa no percurso Fortaleza - Fortim. **Revista Discente Expressões Geográficas**, v. 07, p. 253- 269, 2011.

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

SILVA, L. A. C. *et al.* Zoneamento Ecológico-Econômico da zona costeira do Estado do Ceará. *In*: XLV Congresso da sober, 2007, Londrina. **Anais eletrônicos [...]** Paraná: Londrina, 2007, p. 1-20. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/5450/1/2006_capliv_rcparaujo.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2023.

SILVA, L. L. M; GARRIDO, R. G. Organofosforados e organoclorados: toxicologia médica e reflexos ambientais. **Research, Society and Development**, v. 10, p. 1-11, 2021.

SILVA, M. R. G. **Poluição dos oceanos por plástico: histórico, cienciometria e principais lacunas no conhecimento**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2019.

SILVA, P. P. G. *et al.* Leachate from microplastics impairs larval development in brown mussels. **Water Research**, v. 106, p. 364-370, 2016.

SILVA, P. P. G. **Contaminação e toxicidade de microplástico em uma área de proteção marinha costeira**. 67f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

SINGH, B.; SHARMA, N. Mechanistic implications of plastic degradation. **Polymer Degradation and Stability**, v. 93, p. 561-584, 2008.

SINGH, S. *et al.* Advances and future prospects of pyrethroids: Toxicity and microbial degradation. **Science of The Total Environment**, v. 829, p. 1-12, 2022.

SPINACÉ, M. A. S; PAOLI, M. A. A tecnologia da reciclagem de polímeros. **Quí. Nova**, v. 28, p. 65-72, 2005.

SOUZA, I. S. Dealing with complex contamination scenarios: using a multi-geochemical approach to assess environmental quality and identify pollution sources in a semi-arid estuary from Brazil. **Environ Monit Assess**, v. 194, p. 1-23, 2022.

STEER, M. *et al.* Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. **Environmental Pollution**, v. 226, p. 250-259, 2017.

STORRIER, K. L. *et al.* Beach Litter Deposition at a Selection of Beaches in the Firth of Forth, Scotland. **J. of Coastal Research**, v. 234, p. 813-822, 2007.

SUN, T. *et al.* Evidence-based meta-analysis of the genotoxicity induced by microplastics in aquatic organisms at environmentally relevant concentrations. **Science of The Total Environment**, v. 783, p. 1-9, 2021.

SZYCHOWSKI, K.; WÓJTOWICZ, A. Components of plastic disrupt the function of the nervous system. **Postępy higieny i medycyny doświadczalnej**, v.67, p.499-506, 2013.

TAKADA, H. Call for pellets! International Pellet Watch global monitoring of POPs using beached plastic resin pellets. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, p. 1-2, 2006.

TAKANA, K. *et al.* Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 69, p. 219–222, 2013.

TANIGUCHI, S. *et al.* Spatial variability in persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons found in beach-stranded pellets along the coast of the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 106, p. 87-94, 2016.

TE, B. *et al.* Polychlorinated biphenyls in a grassland food network: Concentrations, biomagnification, and transmission of toxicity. **Science of The Total Environment**, v. 709, p. 1-10, 2020.

TEIXEIRA, S. A. O. **Processos associados à geração de escarpas de praia**. 99f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Mar) - Faculdade de Ciências, Departamento de Geologia, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2016.

TEUTEN, E. L. *et al.* Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v.364, p. 2027-2045, 2009.

THOMPSON, R. C. *et al.* Lost at sea: where is all the plastic? **Science**, v. 80, p. 838–838, 2004.

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, 2009.

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, p. 396-401, 2010.

TURRA, A. *et al.* **Lixo nos mares: do entendimento à solução**. São Paulo: IOUSP, 2020. 100p.

TURRA, A. *et al.* Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. **Scientific Reports**, v. 4, p 1-7, 2014.

TURNER, A.; ARNOLD, R.; WILLIAMS, T. Weathering and persistence of plastic in the marine environment: Lessons from LEGO. **Environ. Pollut.**, v. 262, p. 1-7, 2020.

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, p. 377-381, 2011.

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, p. 1332–1345, 2017.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Largue Marine Ecosystems: Status and Trends, Summary for Policy Makers**. Nairobi: IOC-UNESCO, 2016.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **From pollution to solution a global assessment of marine litter and plastic pollution**. New York: Norad, 2021.

VALENTINI, A. R.; SOMMER, W. A.; MATIOLI, G. Validação de métodos analíticos. **Arq Mudi.**, v. 11, p. 26-31, 2007.

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

VARELLA, C. A. A. **Análise multivariada aplicada às ciências agrárias**: análise de componentes principais. UFRRJ: Seropédica, Rio de Janeiro, 2008. 12p. Disponível em: <<http://www.ufrj.br/institutos/it/deng/varella/Downloads/multivariada%20aplicada%20as%20ciencias%20agrarias/Aulas/analise%20de%20componentes%20principais.pdf>>. Acesso em: 14 maio 2024.

VEERASINGAM, S. *et al.* Influence of 2015 flood on the distribution and occurrence of microplastic pellets along the Chennai coast, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, p. 196–204, 2016.

WALDSCHLÄGER, K. *et al.* The way of microplastic through the environment – Application of the source-pathway-receptor model (review). **Science of The Total Environment**, v. 713, p. 1-20, 2020.

WANG, C.; ZHAO, J.; XING, B. Environmental source, fate, and toxicity of microplastics. **Journal of Hazardous Material**, v. 407, p. 1-17, 2021,

WANG, W. *et al.* Microplastics pollution in inland freshwaters of China: a case study in urban surface waters of Wuhan, China. **Sci. Total Environ.**, v. 575, p. 1369-1374, 2017.

WANG, Y. *et al.* Characterization and risk assessment of polychlorinated biphenyls in soils and vegetations near an electronic waste recycling site, South China. **Chemosphere**, v. 85, p. 344-350, 2011.

WEBER, J. *et al.* Endosulfan, a global pesticide: A review of its fate in the environment and occurrence in the Arctic. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 2966–2984, 2010.

WESTON, D. P. *et al.* Effects of pyrethroid insecticides in urban runoff on Chinook salmon, steelhead trout, and their invertebrate prey. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 34, p. 649-657, 2014.

WESTON, D. P.; JACKSON, C. J. Use of engineered enzymes to identify organophosphate and pyrethroid-related toxicity in toxicity identification evaluations. **Environ. Sci. Technol.**, v. 43, p. 5514-5520, 2009.

WILBER, R. J. Plastic in the North Atlantic. **Oceanus**, v. 30, p. 61-68, 1987.

WILLIAMS, A.T.; TUDOR; D.T.; GREGORY, M.R. Marine Debris-Onshore, Offshore, Seafloor Litter. *In*: Schwartz, M.L. (Org). **Encyclopedia of Coastal Science**. Springer, p. 623-628.

WORLD WILDLIFE FUND (WWF). **Solucionar a poluição plástica**: transparência e responsabilização. [S. l]: 2019. Disponível em: <https://jornalismosocioambiental.files.wordpress.com/2019/03/plastic_report_02-2019.pdf>. Acesso em: 10 abr 2023.

WRIGHT, S. L. *et al.* The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483-492, 2013.

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.

XUE, B. *et al.* Underestimated Microplastic Pollution Derived from Fishery Activities and “Hidden” in Deep Sediment. **Environ. Sci. Technol**, v. 54, p. 2210–2217, 2020.

YLMAZ, M.; GÜL, A; ERBAŞLI, K. Acute toxicity of alpha-cypermethrin to guppy (*Poecilia reticulata*, Pallas, 1859). *Chemosphere*, v. 56, p. 381-385, 2004.

YOGUI, G. T.; LEONEL, J.; COMBI, T. Poluentes orgânicos persistentes. *In*: CAVALCANTE, R. M. (Org). **Contaminantes orgânicos em ambientes aquáticos**. Fortaleza: Imprensa Universitária UFC, 2020. 366p.

YOGUI, G. T. **Ocorrência de compostos organoclorados (pesticidas e PCBs) em mamíferos marinhos da costa de São Paulo (Brasil) e da Ilha Rei George (Antártica)**. 2002. 157f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

YOUSIF, E.; HADDAD, R. Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene: review. **SpringerPlus**, v. 2, p. 1-32, 2013.

ZAMORA, A. M. *et al.* **Atlas do plástico**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll Stiftung, 2020.

ZANELLA, M. E.; MELLO, N. G. S. Eventos pluviométricos intensos em ambiente urbano: Fortaleza, episódio do dia 29/01/2004. *In*: SILVA, J. B. *et al.* (Orgs). **Litoral e Sertão, natureza e sociedade no nordeste brasileiro**. Fortaleza: Expressão Gráfica, 2006. 408p.

ZANI, C. *et al.* Polychlorinated biphenyl serum levels, thyroid hormones and endocrine and metabolic diseases in people living in a highly polluted area in North Italy: A population-based study. **Heliyon**, v. 5, p. 1-7, 2019.

ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J.; AMARAL-ZETTLER, L. A. Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris. **Environ. Sci. Technol**. v. 47, p. 7137–7146, 2013.

ZHAO, Q. *et al.* Polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments/soils of different wetlands along 100-year coastal reclamation chronosequence in the Pearl River Estuary, China. **Environmental Pollution**, v. 213, p. 860-869, 2016.

ZHANG, H. B. *et al.* Concentrations and possible sources of polychlorinated biphenyls in the soils of Hong Kong. **Geoderma**, v. 138, p. 244-251, 2007.

ZHANG, K. *et al.* Understanding plastic degradation and microplastic formation in the environment: A review. **Environmental Pollution**, v. 274, p. 1-14, 2021.

ZHANG, W. *et al.* Persistent organic pollutants carried on plastic resin pellets from two beaches in China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 99, p. 28-34, 2015.

ZHANG, Y. *et al.* Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. **Earth-Science Reviews**, v. 203, p. 1-15, 2020.