



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

Raquelina Cristina Pereira Monteiro

Plásticos em ilhas do Oceano Atlântico, com ênfase na fração <1mm na
Ilha de Fernando de Noronha

Recife

2017

Raqueline Cristina Pereira Monteiro

Plásticos em ilhas do Oceano Atlântico, com ênfase na fração <1mm na
Ilha de Fernando de Noronha

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Oceanografia
do Departamento de Oceanografia da
Universidade Federal de Pernambuco,
como requisito para obtenção do grau
de Mestre em Oceanografia.

Área de concentração: Oceanografia
química.

Linha de Pesquisa: Poluição Marinha

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Monica
Ferreira da Costa

Co-orientadora: Prof. Dr^a. Juliana A.
Ivar do Sul

Recife

2017

M772p

Monteiro, Raqueline Cristina Pereira.

Plásticos em ilhas do oceano atlântico, com ênfase na fração

<1mm na Ilha de Fernando de Noronha. / Raqueline Cristina Pereira

Monteiro - 2017.

51 folhas. Il., e Tabs.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Monica Ferreira da Costa.

Coorientadora: Prof. Dr^ª. Juliana A. Ivar do Sul.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2017.

Inclui Referências e Apêndices.

Texto Inglês.

1. Oceanografia. 2. Poluição por microplásticos. 3. Ilhas oceânicas brasileiras.
4. Conservação marinha. I. Costa, Monica Ferreira da. (Orientadora). II. Sul. Juliana
A. Ivar do(Coorientadora). III. Título.

UFPE

551.46 CDD (22. ed.)

BCTG/2017 - 408

Raqueline Cristina Pereira Monteiro

Plásticos em ilhas do Oceano Atlântico, com ênfase na fração <1mm na
Ilha de Fernando de Noronha

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia
do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco,
como requisito para obtenção do grau de Mestre em Oceanografia.

Aprovada em 01 de dezembro de 2017.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Monica Ferreira da Costa
(Orientadora/Presidente/Titular Interna PPGO)

Prof. Dr. João Marcelo Ribeiro de Camargo
(DOCEAN - UFPE/Titular externo)

Prof^a. Dr^a. Maria Christina Barbosa de Araújo
(UFRN/Titular externa)

Aos meus pais, Rosana e Reginaldo,
e minha irmã Regiana.

Agradecimentos

Primeiramente a Deus pela oportunidade de estar vivendo este momento tão importante na minha carreira. Por me permitir vivências boas e ruins para o meu crescimento pessoal e profissional. Irei levar para sempre todos os ensinamentos que aprendi durante o mestrado.

Família, obrigada por tudo! Sem vocês a minha jornada não seria a mesma. Sempre me apoiando quando necessário e me deixando a cada dia mais forte. Vô Chiba, sei que não estarás presente fisicamente neste momento tão especial, mas amo muito o Sr. e não tive a oportunidade de dizer isso a você. Aos meus papis e mana, me perdoem pela ausência, fiz o máximo que pude para estar sempre perto de vocês. Vovó, tia Naza e Manu, também agradeço por acreditarem sempre em mim. Nina, Fofinho e SpykeS2. Amo todos vocês!

Obrigada Malandro, vulgo “Marcos Vinícius”, com você as coisas se tornaram mais fáceis. Gratidão por seu apoio emocional e por sempre acreditar em mim.

Ocas, muito obrigada por me receberem como se me conhecem a muito tempo. Os feriadões paraenses em Recife, não seriam os mesmos sem vocês.

Quero agradecer especialmente a Mere, Josi, Mari e Diego por me acolherem quando cheguei. Obrigada por suas amizades 😊!

Às minhas amigas paraenses, Amo vcs! Pauluska, Kelluska, Mary e Katy, quero agradecer por todos os bp, fofocas e conselhos no wpp hahahaha... Vocês estarão para sempre dentro de mim.

À minha amiga Brunella e família, sem vocês eu não teria chegado até aqui!

Aos meus amigos Cibelle, Lara, Anne, Sara, Polli, Thaiane e Brenno pelos bons momentos em Hellcife.

Às minhas amigas manas:), vocês são demais!

Ao meu amigo James Lee, obrigada por seus conselhos. Você não imagina o quanto fez e faz diferença na minha vida. O Senhor é espelho de um bom profissional.

Ao CNPQ (processo nº134182/2016-2) e FACEPE (processo nºIBPG-0619-1.08/15) pela concessão da bolsa.

À prof. Dr. Monica Costa pela orientação e Dr. Juliana Ivar do Sul pela co-orientação desta dissertação.

Tia, a senhora me salvou muitas vezes com o seu cafézinho.

Com certeza estou esquecendo de muitos nomes, mas mesmo assim te digo obrigada!

“Onde estava eu? Onde estaria eu? Fosse como fosse, a que preço fosse, queria saber. Queria falar, queria arrancar aquela esfera de cobre que me aprisionava a cabeça. Mas o capitão Nemo veio em minha direção e pôs fim a minha angustia com um gesto. Baixou-se, apanhou um pedaço de pedra calcária, dirigiu-se a um rochedo de basalto e escreveu essa palavra:
ATLÂNTIDA.

Um clarão atravessou o meu espírito...

Trecho do Livro “Vinte Mil Léguas Submarinas” de Júlio Verne.

Abstract

Oceanic islands are important areas of environmental, social, economic and scientific interest. Knowing about the types of contaminants that affect the quality of these ecosystems is to ensure the preservation and conservation of these habitats. Studies on plastic contamination, including microplastics, are on the rise in the area of marine pollution in Brazil and in the world. In this dissertation, we sought to understand the current state of macro- and microplastics in the islands of the Atlantic Ocean by means of a bibliographical review. In addition, new results are presented on microplastics smaller than 1 mm in Fernando de Noronha Island. In the Atlantic Ocean and the Caribbean Sea, 20 scientific papers about plastics were found on 31 islands. Of this total, six articles dealt specifically with microplastics, however, none dealt exclusively with the fraction smaller than 1 mm. Therefore, this study is the first record with the main focus on this fraction the size. Previous studies had already confirmed the presence of microplastics (1-5 mm) in the Fernando de Noronha Archipelago. However, gaps still need to be filled in the context of plastic contamination in the Archipelago. Sediment samples were collected in the line of the leaves in quadrants 30x30 cm in 15 beaches of the island (5 windward, 10 leeward) and sieved in 1 mm mesh. Microplastics were identified by shape, color, size, and area. Fragments ($12.5 \text{ particles m}^{-2} \pm 32.2$) and fibres ($127.5 \text{ particles m}^{-2} \pm 105.5$) were the only microplastic types identified on the sandy beaches studied in the island, in which fibres had higher density in all the analysed beaches of Fernando de Noronha, independent of the positioning of the beach. Beaches to windward were quantitatively more contaminated than leeward, but no statistical differences were found ($\text{Windward}_{\text{beaches}} = 160 \text{ particles m}^{-2} \pm 137.5$; $\text{Leeward}_{\text{beaches}} = 128 \text{ particles m}^{-2} \pm 84.3$, Mann-Whitney U test, $U = 198.5$, $p = 0.8$). Therefore, allochthonous sources associated with marine currents appear to have a greater influence on the island. This pattern has already been suggested in previous studies, and on this occasion, can be considered as a trend for other size fractions as well. Therefore, even though the Fernando de Noronha Archipelago belongs to the Environmental Protection Area of Fernando de Noronha - Rocas - São Pedro and São Paulo with measures for the preservation and conservation of fauna and flora, it is not free from contamination by microplastics. In general, protective and remediation measures are necessary for the islands of the Atlantic Ocean, associated with long-term monitoring and studies on impacts on resident and migratory fauna.

Keywords: Microplastic pollution. Brazilian oceanic islands. Marine conservation

Resumo

Ilhas oceânicas são importantes áreas de interesse ambiental, social, econômico e científico. Conhecer sobre os tipos de contaminantes que afetam a qualidade desses ecossistemas é garantir a preservação e conservação desses habitats. Estudos sobre contaminação por plásticos, inclusive microplásticos, estão em ascensão na área de poluição marinha no Brasil e no mundo. Nesta dissertação, buscou-se compreender o estado atual sobre macro- e microplásticos em ilhas do Oceano Atlântico por meio de uma revisão bibliográfica. Além disso, novos resultados são apresentados sobre microplásticos menores que 1 mm na Ilha de Fernando de Noronha. No Oceano Atlântico e Mar do Caribe foram encontrados 20 artigos científicos sobre plásticos distribuídos em 31 ilhas. Desse total, seis artigos tratavam especificamente sobre microplásticos, contudo, nenhum tratou exclusivamente sobre a fração menor que 1 mm. Portanto, este estudo é o primeiro registro com foco principal nessa fração de tamanho. Estudos anteriores já haviam confirmando a presença de microplásticos (1-5 mm) no Arquipélago de Fernando de Noronha. Porém, lacunas ainda precisam ser preenchidas no contexto da contaminação por plásticos no Arquipélago. Amostras de sedimento foram coletadas na linha-do-deixa em quadrantes 30x30 cm em 15 praias da ilha (5 barlavento; 10 sotavento) e peneiradas em malha de 1 mm. Microplásticos foram identificados quanto a forma, cor, tamanho e área. Fragmentos ($12,5 \text{ partículas m}^{-2} \pm 32,2$) e fibras ($127,5 \text{ partículas m}^{-2} \pm 105,5$) foram os únicos tipos de microplásticos identificados nas praias arenosas estudadas da ilha, nas quais fibras tiveram maior densidade em todas as praias analisadas de Fernando de Noronha, independente do posicionamento da praia. Praias a barlavento foram quantitativamente mais contaminadas que a sotavento, mas, não foram encontradas diferenças estatísticas (Praias_{barlavento} = $160 \text{ partículas m}^{-2} \pm 137,5$; Praias_{sotavento} = $128 \text{ partículas m}^{-2} \pm 84,3$, Mann-Whitney U test, U = 198,5, p = 0,8). Portanto, fontes alóctones associadas a correntes marinhas parecem ter maior influência na ilha. Esse padrão já havia sido sugerido em estudos anteriores, e nesta ocasião pode ser considerado como uma tendência também para outras frações de tamanho. Logo, mesmo que o Arquipélago de Fernando de Noronha pertença a Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro e São Paulo com medidas de preservação e conservação da fauna e flora, não está livre da contaminação por microplásticos. De forma geral, medidas protetivas e de remediação são necessárias nas ilhas do Oceano Atlântico, associado ao monitoramento a longo prazo e a estudos sobre impactos na fauna residente e migratória.

Palavras-Chave: Poluição por microplásticos. Ilhas oceânicas brasileiras. Conservação marinha.

Lista de ilustrações

Figure 1: Location of studies involving macro and/or microplastics on islands of the Caribbean Sea and Atlantic Ocean. A) Location of islands of the Atlantic Ocean, including Caribbean Sea (IC – Iceland; FAE – Faeroe Is.; SAB – Sable Is.; BER – Bermudas; FAI – Faial Is. (Azores Arc.); MAD – Madeira Is.; GRA, LANZ, GOM, FU - La Graciosa, Lanzarote, La Gomera and Fuerteventura Is (Canary Is.); CVA - Cape Verde Arc.; DOM, LUC, BAR, AR, CU, BON - Dominica, Saint Lucia, Barbados, Aruba, Curaçao, Bonaire (Caribbean Sea); SPSP – Saint Pedro and Saint Paulo Arc.; ATLR – Rocas Atoll; FEN – Fernando de Noronha Arc.; STP – São Tomé and Príncipe; ASC – Ascension Is.; ABR – Abrolhos Arc.; STH – Saint Helena Is.; TRI – Trindade Is.; TRIS – Tristan da Cunha Is.; IN – Inaccessible Is.; GOU – Gough Is.; FALK – Falklands Is.; BIR – Bird, Candlemas and Saunders Is. (South Georgia). SG – South Georgia. B) Macroplastics (>5 mm) identified on the beaches of the islands; C) Microplastics (<5 mm) identified on the beaches of the islands; D) Microplastics (<5 mm) identified in seawater around the islands.	19
Figure 2: Microplastics in different compartments of oceanic islands of the equatorial and tropical Atlantic. A) Saint Pedro and Saint Paulo Arc.; B) Fernando de Noronha Arc.; C) Abrolhos Arc. and D) Trindade Is.	26
Figura 3: (A) Localização do Arquipélago Fernando de Noronha no oeste do Oceano Atlântico Equatorial e as principais correntes superficiais (BC = Corrente de Benguela; SEC = Corrente Sul Equatorial; SECC = Contra-Corrente Sul Equatorial; BrC = Corrente do Brasil; NBrC = Corrente Norte do Brasil). (B) Localização das praias analisadas na ilha principal Fernando de Noronha, divididas em sotavento e barlavento. Fonte: Adaptado de Ivar do Sul et al. (2009).	30
Figura 4: Fibras sintéticas identificadas em amostras de sedimento das praias de Fernando de Noronha, Oceano Atlântico Tropical.	33
Figura 5: Cores dos fragmentos plásticos identificados nas praias barlavento e sotavento na Ilha de Fernando de Noronha, Oceano Atlântico Tropical, N = 45 itens. A) Fragmento plástico azul coletado na praia da Enseada dos Tubarões; B) Fragmento plástico coletado na praia do Meio; C) Fragmento plásticos coletado na praia.	35
Figura 6: Densidade (partículas m ⁻²) de microplásticos em praias a barlavento e a sotavento da Ilha de Fernando de Noronha, Oceano Atlântico Tropical.	36
Figura 7: Microplásticos fração entre 1-5 mm (Ivar do Sul et al., 2017) e menor que 1 mm (este estudo) encontrados nas praias a barlavento e a sotavento da Ilha de Fernando de Noronha, Oceano Atlântico Tropical.	37

Lista de tabelas

Tabela 1: Tipos, aplicações e densidades de plásticos encontrados no meio marinho.	12
Table 2: Total and per category density (items m ⁻¹) of macroplastics found in islands of the Atlantic Ocean. ^a total of marine debris; ^b reported as “miscellaneous” and “foamed plastic” by the authors; Ad – added to other category.	22
Table 3: Total and per category density (items m ⁻¹) of macroplastics found in islands of the Caribbean Sea. ^a total; ^b mesodebris (2-25mm); ^c includes styrofoam; Ad – added to other category.	23
Tabela 4: Densidade, tamanho e área de fragmentos e fibras sintéticas encontrados nas praias a barlavento e a sotavento da Ilha de Fernando de Noronha, Oceano Atlântico Tropical. L – Leste; M – Meio; O – Oeste. *Subestimado.	34

Sumário

1	INTRODUÇÃO GERAL	12
2	OBJETIVOS.....	15
3	PLASTIC POLLUTION IN ISLANDS OF THE ATLANTIC OCEAN	16
1	Introduction	16
2	Data compilation and processing	17
3	Results and discussion.....	17
3.1	Macroplastics	20
3.1.1	Common patterns and risks in Atlantic Ocean basin.....	20
3.1.2	Latitudinal gradients.....	21
3.1.3	The Caribbean Sea.....	22
3.2	Microplastics	24
3.2.1	Microplastic on beaches	24
3.2.2	Pelagic microplastics	25
4	Conclusions and recommendations	27
4	MICROPLÁSTICOS NAS PRAIAS DA ILHA DE FERNANDO DE NORONHA, OCEANO ATLÂNTICO TROPICAL	28
1	Introdução	28
2	Material e métodos	30
2.1	Área de estudo	30
2.2	Amostragens e pré-tratamento das amostras em laboratório.....	31
2.3	Tratamento das amostras (<1 mm).....	32
2.4	Análises estatísticas	32
3	Resultados	33
4	Discussão.....	38
5	Conclusão.....	40
5	CONCLUSÃO GERAL	42
	REFERÊNCIAS	43
	APÊNDICES.....	50
	APPENDIX 1 TABLE S01. QUANTITY IN NUMBER OF MACROPLASTICS FOUND IN THE ISLANDS OF THE ATLANTIC OCEAN BASIN AND CARIBBEAN SEA.	50
	APPENDIX 2 TABLE S02. MACRO- AND MICROPLASTIC ARTICLES FOUND FOR THE ATLANTIC OCEAN BASIN AND THE CARIBBEAN SEA.....	51

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os plásticos são polímeros manipulados para formar filmes, fibras e outros objetos. Hoje, existem aproximadamente 50 diferentes tipos básicos de polímeros incluídos em ~60.000 formulações plásticas (Shashoua, 2008). O aumento do consumo de plástico durante o século XX é atribuído ao pouco ou nenhum acabamento e a menor densidade que outros materiais concorrentes (p.ex. madeira, vidro). As excelentes propriedades de isolamento térmico e elétrico e as boas propriedades de segurança e higiene para embalagens de alimento são também pontos relevantes. Segundo a *PlasticEurope*, a produção mundial de plástico cresceu de 1.5 em 1950 para ~322 milhões de toneladas em 2015 (www.plasticseurope.org). O aumento do uso de plásticos, sobretudo descartáveis, é diretamente relacionado ao aumento de lixo plástico. As mudanças comportamentais da sociedade em relação ao uso de plásticos, e outros materiais sintéticos, têm produzido modificações no meio ambiente ao ponto de determinar uma possível nova era geológica: o Antropoceno (Zalasiewicz et al., 2016).

O plástico é o principal componente do lixo marinho (Andrady, 2011) e pode ser oriundo do descarte acidental/proposital no continente (Jambeck et al., 2015) ou de atividades antrópicas realizadas no oceano, como plataformas de extração de petróleo e cruzeiros marítimos (Tabela 1) (Thompson et al., 2009; Turra et al., 2014).

Tabela 1: **Tipos, aplicações e densidades de plásticos encontrados no meio marinho.** Dados: (Kershaw, 2015).

Tipo de Plástico	Aplicação	Densidade (g cm ⁻³)
Polietileno	Sacolas plásticas, embalagens de alimento	0,91-0,95
Polipropileno	Cordas, tampas de garrafa	0,90-0,92
Poliestireno (expandido)	Copos, boias infláveis, caixas térmicas	1,01-1,05
Poliestireno	Utensílios domésticos	1,04-1,09
Cloreto de Polivinil	Tubos de material de construção	1,16-1,30
Poliamida (nylon)	Linhas e cordas de pesca	1,13-1,15
Tereftalato de polietileno	Garrafas	1,34-1,39
Resina de poliéster+fibra de vidro	Barcos	>1,35
Acetato de celulose	Filtros de cigarro	1,22-1,24
Água pura	-	1,00
Água do mar	-	1,027
Sedimento	-	2,65

Fonte: A autora

Registros confirmam a presença de plástico no mar em regiões equatoriais (Ivar do Sul et al., 2014; Soares et al., 2011) até as polares (Bergmann et al., 2016; Convey et al., 2002);

à deriva na superfície dos oceanos (Law et al., 2014) ou depositado na costa (Browne et al., 2011; Leite et al., 2014) e fundo marinho (Fischer et al., 2015; Woodall et al., 2015) em várias formas e tamanhos compreendendo macro (>5 mm) e microplásticos (<5 mm). Microplásticos são partículas oriundas de fonte primária quando adentram o meio marinho com tamanho e forma definidos. Eles estão presentes em produtos de higiene pessoal e cosméticos (p.ex. microesferas) ou podem se originar da fragmentação de plásticos durante a fabricação, uso ou manutenção como o desgaste de pneus durante o uso de automóveis ou o desgaste de tecidos sintéticos durante a lavagem. Perdas acidentais durante o transporte em alto mar também são fontes potenciais de microplásticos (*plastic pellets*) (Boucher e Friot, 2017).

Fontes secundárias de microplásticos estão associadas a fragmentação e degradação de plásticos presentes no meio marinho. Isso ocorre através do intemperismo de resíduos descartados inadequadamente ou perdidos como sacolas plásticas e redes de pesca (Boucher e Friot, 2017). Fragmento plástico é o tipo mais comum de microplástico secundário.

Desse modo, fragmentos, pellets e microesferas de plástico têm sido identificados no meio marinho. Muito se tem discutido acerca do banimento e restrição de uso de materiais feito a base de plástico como microesferas utilizadas em cosméticos. Estimativas apontam que somente nos Estados Unidos cerca de 8 trilhões de microesferas são lançadas nos ambientes aquáticos, incluindo o marinho (Rochman et al., 2015). Desse modo, muitos países têm optado pelo banimento do uso de microplásticos em cosméticos. (www.beatthemicrobead.org). Recentemente a Nova Zelândia anunciou a proibição da venda de produtos de higiene pessoal contendo microesferas a partir de 1 de julho de 2018. No Brasil, ainda não existem estimativas do uso e lançamentos de microesferas no mar e tampouco especulações de leis que visam a restrição ou banimento dessas partículas em produtos de higiene.

Estudos sobre microplásticos no sedimento, principalmente de regiões costeiras continentais (p.ex. praias), são mais frequentes e abrangem todos os continentes (Browne et al., 2011). A presença de microplásticos na água e/ou no sedimento pode estar diretamente relacionada às grandes aglomerações urbanas (Browne et al., 2011) ou com atividades antrópicas realizadas no mar (Ivar do Sul et al., 2013). Regiões remotas no oceano também estão contaminadas por microplásticos transportados por correntes marinhas (Heskett et al., 2012; Imhof et al., 2017).

Dessa forma, ilhas oceânicas são altamente vulneráveis a contaminação por microplásticos (Monteiro et al., *in press*). Esses ambientes geralmente detêm uma biodiversidade peculiar devido ao isolamento geográfico (Serafini et al., 2010). A ingestão de microplásticos pode causar sufocamento, adsorção de substâncias tóxicas e/ou inanição em animais marinhos (Wright et al., 2013b) e caso poluentes químicos estejam adsorvidos nos microplásticos, disfunções hormonais podem ocorrer no organismo. A bioincrustação de espécies exóticas invasoras em plásticos também pode causar mudanças nos habitats de ilhas oceânicas pela perda de diversidade biológica frente a espécies invasoras.

O oceano é tido como a fonte principal de microplásticos para as ilhas oceânicas. Os microplásticos são transportados por correntes marinhas e podem ser levados a centenas de quilômetros de distância, depositando-se em suas praias ou de acordo com variáveis meteoceanográficas. Dessa forma, diversos especialistas sugerem fontes alóctones como fontes principais de microplásticos em ilhas oceânicas (Scisciolo et al., 2016; Imhof et al., 2017; Ivar do Sul et al., 2009, Lavers e Bond, 2017).

Fontes autóctones associadas a populações humanas residentes em ilhas também podem contribuir com microplásticos, caso o resíduo plástico não seja descartado corretamente e uma vez disponível no ambiente, fragmenta-se até tornar-se microplástico. Além disso, o esgoto doméstico, instalações portuárias e/ou operações comerciais também podem contribuir para esse cenário (Bergmann et al., 2015).

O Arquipélago de Fernando de Noronha faz parte da Área de Proteção Ambiental (APA) de Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro e São Paulo, que funciona simultaneamente com o Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (PARNAMAR). Apesar do arquipélago ser uma área de preservação e conservação ambiental, não está livre da contaminação por microplásticos. Estudos anteriores já confirmaram a presença desse contaminante (fração 1-5 mm) nas praias arenosas e no mar adjacente. Portanto, este estudo busca complementar com informações inéditas o cenário da poluição marinha por microplásticos em Fernando de Noronha. A principal hipótese desta dissertação é que microplásticos menores que 1 mm estão presentes nas praias arenosas da Ilha de Fernando de Noronha. As amostras de sedimento foram obtidas em 15 praias a barlavento e sotavento da ilha, coletadas no verão de 2012 (Ivar do Sul, 2014) e processadas conforme metodologia estabelecida (Ivar do Sul et al., 2009; Martins e Sobral, 2011).

2 OBJETIVOS

3.1 GERAL:

Caracterizar a poluição por macro- e microplásticos em ilhas do Oceano Atlântico, com ênfase na fração <1 mm na Ilha de Fernando de Noronha.

3.2 ESPECÍFICOS:

i. Avaliar o estado atual da contaminação por plásticos nas ilhas da bacia do Oceano Atlântico e Mar do Caribe.

ii. Identificar e caracterizar microplásticos (<1 mm) quanto ao seu tipo, cor e tamanho em Fernando de Noronha.

3 PLASTIC POLLUTION IN ISLANDS OF THE ATLANTIC OCEAN

1 Introduction

Plastic is practical and easy handling, and has become indispensable in modern life. However, the consumption of plastic also produces large amounts of waste with environmental, social and economic losses. Coastal environments are directly impacted due to the proximity to large urban centres (Jambeck et al., 2015) but the adjacent ocean is also vulnerable to both allochthonous and autochthonous sources of plastics. Oceanic insular environments are even more vulnerable to plastic pollution because populated islands are also potential sources of plastics; islands retain plastics from everywhere by different meteoceanographic mechanisms; and they are unique ecosystems in terms of geobiodiversity and endemism.

Among the purely oceanic islands (i.e., those without any foundation of continental rock, usually formed as the result of volcanic action) of the Atlantic Ocean are, from North to South, Iceland, Azores, Ascension, St. Helena, Tristan da Cunha, Bouvet, and Gough, all rising from the Mid-Atlantic Ridge; and the Canary, Madeira, Cape Verde islands and Fernando de Noronha, which rise from the bottom of the sea. Their remoteness is no more guarantee of protection against marine debris. All these territories are under the responsibility of states that protect them within different degrees and for historical and/or strategic reasons. Some islands in the South Atlantic are territorial extensions of developed nations and might share with the mainland privileges regarding waste management and environmental policies. Others are island-nations with diverse, and frequently not effective, management options. In the Atlantic, some islands are uninhabited, while others are occupied from a few to thousands, where tourism is commonly important for the local economies. Then, human occupation, intense tourism and high costs for waste disposal are potential sources of plastics to the insular environments in the Atlantic Ocean.

On the other hand, allochthonous sources of plastic debris, e.g., related to fisheries and shipping, may be more expressive in oceanic islands when compared to underdeveloped continental beaches. Recently, Lavers and Bond (2017) identified the “most polluted island in the world”, with millions of plastic items predicted to be stranded on beaches in relatively short time ranges. The Henderson Island is directly influenced by marine

current systems of the South Pacific Ocean, so floating plastics are mostly transported for long-distances by wind and superficial ocean currents (Eriksen et al., 2013) before reaching the island.

In the Atlantic Ocean, several papers revealed the distribution of pelagic plastics in large scales (Cózar et al., 2014; Kanhai et al., 2017; Law et al., 2010; Thompson et al., 2004) but here are relatively fewer articles focused on insular environments in terms of plastics pollution. However, they are recognized as capable of describing the general role of islands in the plastic pollution status of the Ocean. Therefore, our objective was to compile papers and extract data on pelagic and stranded plastics in islands of the Atlantic Ocean. We then investigate both large-scale spatial distribution of plastic debris along the Atlantic and local patterns influencing plastic densities, sources and composition.

2 Data compilation and processing

For this work, macro and microplastics are particles >5 and <5 mm, respectively. Combinations of the keywords "marine debris", "plastic", "microplastic", "island" and "beach" were used to retrieve papers published until April 2017. Articles were then sorted and analysed according to: 1) reports of presence of macro and/or microplastics on beaches and; 2) reports of pelagic macro and/or microplastics around islands.

Islands in the Atlantic Ocean were then placed into two groups – Atlantic Ocean basin and the Caribbean Sea. Macroplastics were grouped into five categories according to size, most probable source and/or material: a) fragments, b) fishing materials (i.e., netting and floats), c) Single-use items (i.e., packaging, cups, caps and bottles), d) non-disposable user objects (i.e., gloves and shoes) and e) Styrofoam and foamed plastic. The macroplastic density was expressed in item m^{-1} . Values were estimated multiplying the number of surveys (in days, months or years) and the length (m) of the beach (Table S1). For microplastics, it was not always possible to convert the reported densities into item m^{-1} . Therefore, papers were mostly qualitatively compared (e.g. types, size classes).

3 Results and discussion

Twenty papers matched our target criteria, dating back to 1983 to the present (Tables S1 and S2); only one did not report comparable density units (i.e., Juan et al., 2014). An increasing trend in the number of publications was observed, with 65% of the articles published in the last 15 years and 45% only in the present decade. In the last 5 years, new

papers appeared every year. This pattern is also observed with other topics on plastic, mainly microplastic surveys, and reflect a progressive improvement of quality, diversity of studied matrixes and updated technologies employed on plastic pollution research. Geographically, articles are widespread in the entire Atlantic Ocean basin (Fig. 1A).

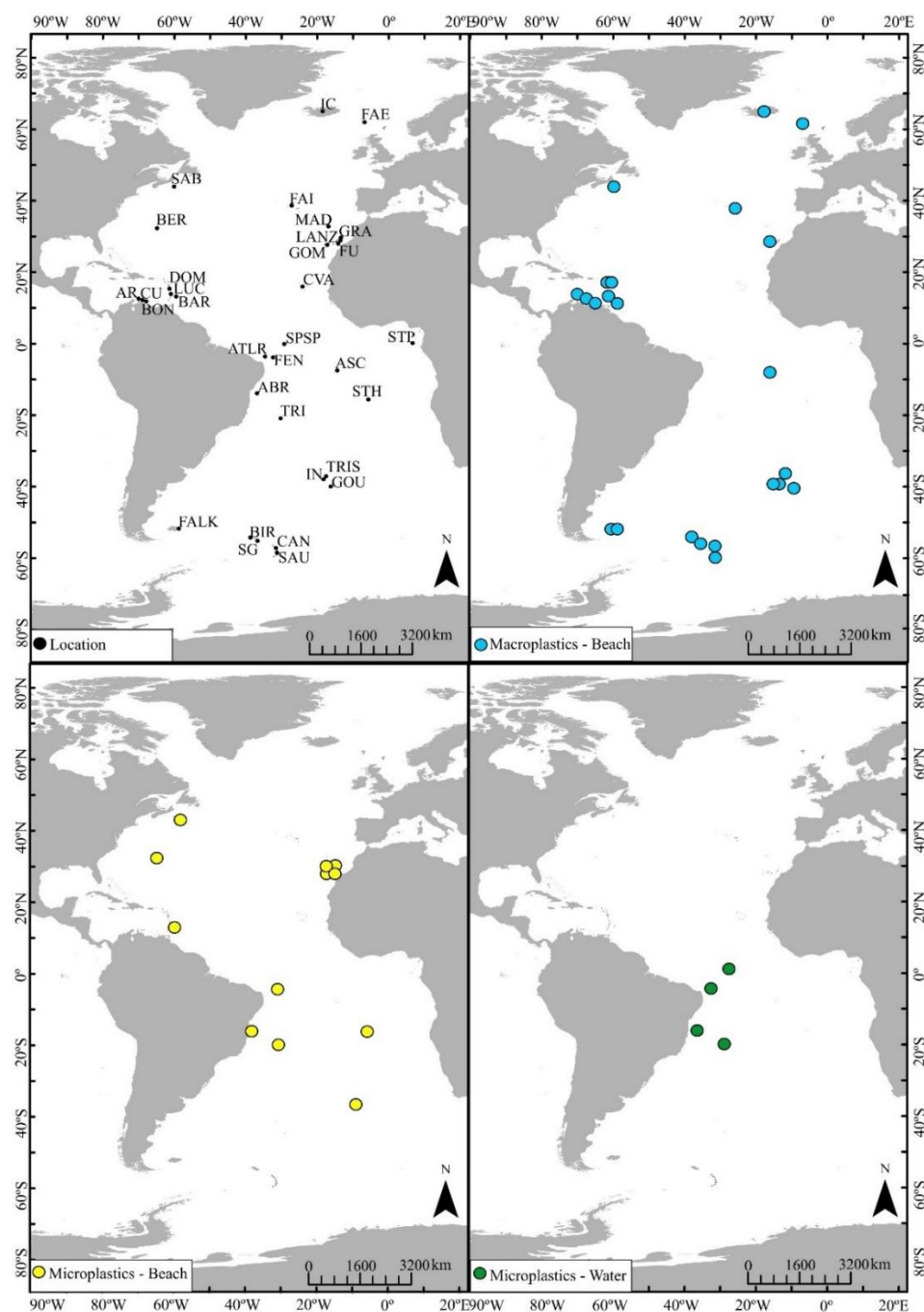
Eight peer-reviewed journals were chosen by authors to publish their results. Marine Pollution Bulletin was the main choice (N = 12). This is an interesting trend and suggests that primarily researchers from a single community are approaching the subject. Other journals received one publication each. The nature of the journals was both specific (N = 2 polar science; N = 2 marine science) and generalist (N = 1 environmental conservation; N = 3 environmental pollution). In general, journals have a reasonably high impact factor (mean = 2.76), and therefore must be subject to thorough competition for space and quality control by editors and peer reviewers.

Studies rarely included more than one island, or group of islands, of the Atlantic Ocean. This is probably due to their sampling goals since plastics are often sampled as a supplementary result during ecologic and/or geologic research. Also, sampling more than one island or group of islands involves long-haul flights or cruises which increase research costs.

Macroplastics were more studied (N=11), frequently together with other marine debris categories (i.e., glass, paper, etc.). Five studies included both macro and microplastics. Studies on microplastics (N=6) are more recent (2000 to present), except a pioneer study by Gregory (1983). Total of 31 islands were reported here, most located in the open ocean ~50 km away from any continental land mass (Fig. 1B).

Densities of stranded macro and microplastics were frequently showed, but using different units (i.e., total items m^{-1} , number of items m^{-1} and weight of items m^{-1}). This inconsistency is recurrent in plastic literature reviews, and was already pointed in conferences and papers as an important barrier to be followed through the plastic scientific community.

Figure 1: Location of studies involving macro and/or microplastics on islands of the Caribbean Sea and Atlantic Ocean. A) Location of islands of the Atlantic Ocean, including Caribbean Sea (IC – Iceland; FAE – Faeroe Is.; SAB – Sable Is.; BER – Bermudas; FAI – Faial Is. (Azores Arc.); MAD – Madeira Is.; GRA, LANZ, GOM, FU - La Graciosa, Lanzarote, La Gomera and Fuerteventura Is (Canary Is.); CVA - Cape Verde Arc.; DOM, LUC, BAR, AR, CU, BON - Dominica, Saint Lucia, Barbados, Aruba, Curaçao, Bonaire (Caribbean Sea); SPSP – Saint Pedro and Saint Paulo Arc.; ATLR – Rocas Atoll; FEN – Fernando de Noronha Arc.; STP – São Tomé and Príncipe; ASC – Ascension Is.; ABR – Abrolhos Arc.; STH – Saint Helena Is.; TRI – Trindade Is.; TRIS – Tristan da Cunha Is.; IN – Inaccessible Is.; GOU – Gough Is.; FALK – Falklands Is.; BIR – Bird, Candlemas and Saunders Is. (South Georgia). SG – South Georgia. B) Macroplastics (>5 mm) identified on the beaches of the islands; C) Microplastics (<5 mm) identified on the beaches of the islands; D) Microplastics (<5 mm) identified in seawater around the islands.



Fonte: A autora

Generally, articles focused on macroplastic described their main characteristics such as type and size, their densities, and spatial distribution within/around islands for determined time ranges (months, years). Some authors compared macroplastic densities with wind incidence on islands. Aspects rarely analyzed are the colonization by fouling organisms (Barnes and Milner, 2005; Gregory, 1983) and identification of persistent organic pollutants (POPs) in plastic pellets (Heskett et al., 2012), being these topics relatively more reported on continental beaches. Overall, the reviewed studies remain mostly in an inventory phase, and rarely approach processes that determine plastics sources, distribution, interactions and sinks.

3.1 Macroplastics

3.1.1 Common patterns and risks in Atlantic Ocean basin

In general, marine-based sources are the main source of macroplastic debris in islands of the Atlantic Ocean, mainly derelict fishing gear (> 40%). This pattern is also observed in the Indian Ocean (Edyvane and Penny, 2017; Unger and Harrison, 2015), being fishing nets and floats commonly more sampled. Household items such as supermarket plastic bags, water bottles and food packaging may also be related to intentional illegal discard or accidental losses during fishery (Richardson et al., 2017). For instance, in the Falklands, 38 of the 40 types of plastics found on beaches were used aboard fishing vessels around the island. Moreover, 27 types seems to be directly discarded into the sea as reported by the Falkland Islands Government (FIG) Fisheries Observers (Otley and Ingham, 2003).

Onboard tourist activities such as cruise ships around islands of the Atlantic Ocean are also recognized as potential sources of plastics. A single cruise of up to 3,000 people can generate about 50 tons of solid waste per week, mostly plastics (Herz and Davis, 2002). Several factors can allow plastics to reach the marine environment, including failures in handling waste, and legal destination of rubbish in ports on small islands. In the Caribbean Sea, the Organization of Eastern Caribbean States (OECS) and the Caribbean Community (CARICOM) are attempted to regulate solid waste destination from ships, but with no success (UNEP, 2016). However, as cruise ships became important revenue for many nations, regulations are an eminent task to be accessed.

In recent years, tourism in the South Atlantic islands has also become significant. Ascension, Tristan da Cunha and Falklands Islands have now regular flights and boat

trips. Moreover, cruise ships are available to several sub-polar islands, such as South Georgia and King George Islands.

The marine biota is particularly vulnerable to derelict fishing gear (i.e., ghost fishing) and the Atlantic Ocean is no exception (Convey et al., 2002; Lucas, 1992; Otley and Ingham, 2003; Ryan, 1987a; Walker et al., 1997). Plastics related to fishery (fishing nets, strapping net, line, packaging bands) are responsible for entanglement events with pinnipeds and seabirds mostly in Sable (Lucas, 1992) and Bird Islands (Walker et al., 1997), but also in South Sandwich (Convey et al., 2002) e Inaccessible Is. (Ryan, 1987a). The magnitude of impacts requires the adoption of policies specifically related to the preservation of these species. For instance, the establishment of the Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR) has been showed positive effects on seal populations in South Georgia, but entanglement events are still reported (Waluda and Staniland, 2013).

Macroplastic debris brings additional risks to marine navigation due to the entanglement of propellers and rudders, water blocked and collision. In the Republic of Korea, \$68.2 million dollars have been spent with damages caused by derelict fishing gear only in military ships (Hong et al., 2017). There are no reports of economic damages in the Atlantic Ocean.

3.1.2 Latitudinal gradients

Macroplastic densities on island beaches along the Atlantic Ocean varied between 4.61 and 0.1 items m^{-1} (Table 1), but mostly between 0.01 e 0.57 items m^{-1} . Outliers are Faial (4.61 items m^{-1}), La Gomera (1.91 items m^{-1}) and Ascension Islands (3.4 items m^{-1}). values are similar to those observed in Pitcairn Is. (0.24-1.76 items m^{-1}) in the Pacific Ocean (Benton, 1995) and in Alphonse (4.7 items m^{-1}) and St Brandon's Is. (0.76 items m^{-1}) in the Indian Ocean (Bouwman et al., 2016; Duhec et al., 2015). In addition, temporal studies indicate an increase in the accumulation of plastic debris over the years, such as in Inaccessible (Ryan and Moloney, 1993; Ryan and Warkins, 1988) and Bird Island (Walker et al., 1997).

Table 2: Total and per category density (items m^{-1}) of macroplastics found in islands of the Atlantic Ocean. ^atotal of marine debris; ^breported as “miscellaneous” and “foamed plastic” by the authors; Ad – added to other category. Data sources: ¹Barnes and Milner, 2005; ²Lucas, 1992; ³Pieper et al., 2015; ⁴Ryan, 1987a; ⁵Ryan and Warkins, 1988; ⁶Otley and Ingham, 2003; ⁷Walker et al. 1997; ⁸Convey et al. 2002.

ISLAND	LAT.	TOTAL DENSITY	FRAGMENT	FISHING GEAR	SINGLE- USE	NON- DISPOSABLE	FOAMS
(items m^{-1})							
Iceland ¹	64N	0.04 ^a	-	-	-	-	-
Faeroe ¹	62N	0.21 ^a	-	-	-	-	-
Sable ²	43N	0.26	-	-	-	-	-
Faial ³	38N	4.61	3.27	0.37	0.68	0.23	0.05
La Gomera ¹	28N	1.91 ^a	-	-	-	-	-
Ascension ¹	7S	3.40 ^a	-	-	-	-	-
T. Cunha ⁴	37S	0.24	Ad	0.07	0.08	0.03	0.06
Inaccessible ⁴	37S	0.35	Ad	0.22	0.06	0.03	0.03
Inaccessible ⁵	37S	0.57	Ad	0.36	0.11	0.06	0.05
Gough ⁴	40S	0.01	Ad	0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Falklands ¹	51S	0.43 ^a	-	-	-	-	-
Falklands ⁶	51S	0.37	Ad	0.16	0.15	0.07	0
Bird ⁷	54S	0.19	0.02 ^b	0.15	0.02	0	0
S. Georgia ⁸	54S	0.25	Ad	0.15	0.04	0.07	Ad
Candlemas ⁸	57S	0.03	Ad	0	0.01	0.02	Ad
Saunders ⁸	57S	0.05	Ad	0.03	0.02	0.01	Ad

Fonte: A autora

In general, densities found for the Atlantic Ocean were slightly different between north and south of the Equator. Methodological differences and spatial and temporal ranges among the analysed articles could also influence the revealed patterns. Previous studies have sought to understand patterns of spatial and/or temporal distribution of marine debris, including plastic, from published data, however, it was not possible to identify such patterns due to the methodological differences among articles (Browne et al., 2015). Therefore, the methodological standardization of the studies is necessary for comparisons of future studies in order to identify and understand patterns of latitudinal distribution in the Atlantic Ocean and their consequences for marine conservation.

3.1.3 The Caribbean Sea

In the Caribbean Sea, higher densities of macroplastics are reported when compared to other islands in the Atlantic. Also, sources of plastics there are more related to higher human populations and stronger tourism-based economies in the islands (i.e., autochthonous sources of plastic debris) than to fishery.

The islands of the Caribbean Sea receive millions of tourists annually. In 2016, more than 1 million tourists visited only the Aruba Is., with growing trends expected to the next years (www.cbs.aw). There, plastics mostly generated by recreational activities on the beach reached 7.41 items m^{-1} (Table 2). A positive relationship between stranded debris and number of beach users was also observed in the Mediterranean Sea (Martinez-Ribes et al., 2007) and in this review (Table 2; Scisciolo et al., 2016).

Table 3: **Total and per category density (items m^{-1}) of macroplastics found in islands of the Caribbean Sea.** ^atotal; ^bmesodebris (2-25mm); ^cincludes styrofoam; Ad – added to other category. Data sources: ¹Corbin and Singh, 1993; ²Barnes and Milner, 2005; ⁴Debrot et al. 2013; ⁵Debrot et al. 1999.

ISLAND	LAT.	TOTAL DENSITY	FRAGMENT	FISHING GEAR	SINGLE- USE	NON- DISPOSABLE	FOAMS
(items m^{-1})							
Dominica ¹	15N	1.9 ^a	-	-	-	-	-
Dominica ²	15N	1.5 ^a	-	-	-	-	-
St. Lucia ¹	13N	11.2 ^a	-	-	-	-	-
Aruba ³	12N	7.41 ^b	3.09 ^b	0.36	3.70 ^c	0.26	Ad
Bonaire ⁴	12N	7.96	2.35	0.14	3.67	0.39	1.41
Curaçao ⁵	12N	4.98	2.92	0.08	1.34	0.36	0.29

Fonte: A autora

Consequently, beaches are relatively more vulnerable in high summer seasons when tourism grows and more plastic waste is generated in situ – especially food, beverages and single-use packaging. This increase in solid waste generation can collapse any waste management action in the islands. To illustrate, in Bonaire and Aruba, landfills have been used for the disposal of solid waste (Debrot et al., 1999, 2013), but the high demand on summer associated to small available areas for garbage disposal make their lifetimes short (few years). Alternatives are limited and include exportation of waste to the continent (very costly) and limitations of products commercialised in the islands. Currently, despite political, technical and financial challenges, waste management programs are being successfully implemented in a few islands (Mohee et al., 2015).

3.1.2.1 Wind influence in a semi-enclosed sea

Windward beaches, which are directly affected by winds, ocean currents and wave action, were frequently more polluted by macroplastics than leeward beaches in Caribbean Sea islands. In Bonaire, for instance, densities in windward beaches are three orders of magnitude higher than in leeward beaches (Debrot et al., 2013). Composition and size of plastics revealed that allochthonous sources of plastics are significant on windward

beaches (Debrot et al., 1999, 2013), pattern observed in other oceanic islands in the Atlantic and Pacific oceans (Lavers and Bond, 2017; Ribic et al., 2012). On the other hand, on leeward beaches, plastics were more related to beach users, and single-use items (caps, bottles and straws) were predominantly sampled (Corbin and Singh, 1993; Scisciolo et al., 2016).

3.2 Microplastics

3.2.1 Microplastic on beaches

The pioneer study by Gregory (1983) in Sable and Bermuda Islands reported the spatial distribution, level of degradation and fouling on stranded plastic pellets. On Bermuda beaches, plastic densities were $>5,000$ pellets m^{-1} , reaching $>10,000$ pellets m^{-1} on few beaches. UV-degradation was higher on pellets deposited on the backshore indicating longer residence times on beaches when compared to those recently deposited on the foreshore. Coralline algae, coiled calcareous annelid, and calcareous worm tubes were found attached to plastic pellets. Fouling indicate that pellets have been transported by sea; this is particularly problematic in oceanic islands since plastics act as potential platforms to the dispersion of alien species.

In Sable island, only three pellets were collected in the 1980s (Gregory, 1983), but reached ~ 10 pellets m^{-1} only a decade latter (Lucas, 1992). Hard and soft plastic fragments and Styrofoam fragments were also sampled, mainly from allochthonous sources. These higher densities were associated with macrophytes stranded in the strandline and with relatively longer residence times of pellets on dunes (Lucas, 1992).

Further South, plastic pellets were found on the windward beaches of Fernando de Noronha Island, but not on leeward beaches where were plastic fragments, indicating the influence of long range transport through superficial marine currents (Ivar do Sul et al., 2009). This pattern was also reported by Juan et al. (2014) in the Canary Islands. The island was revisited along with other Brazilian islands (Abrolhos and Trindade) years latter (Ivar do Sul et al., 2017). Microplastics were always sampled, except on Abrolhos beaches. Trindade has more plastics (>400 particles m^{-2}) than Fernando de Noronha (>180 particles m^{-2}) (Fig. 1C and 2). Most were identified as hard plastic fragments (60%) and were sampled mainly on windward beaches, when compared to leeward beaches.

Densities of plastic fragments were not clear during this review because some authors choose to integrate this data with other plastic categories (Convey et al., 2002; Ryan,

1987a). Some information is available in Ryan (1987a) at Tristan da Cunha Island, where expanded polystyrene and hard plastic fragments were reported in lower densities when compared to plastic pellets.

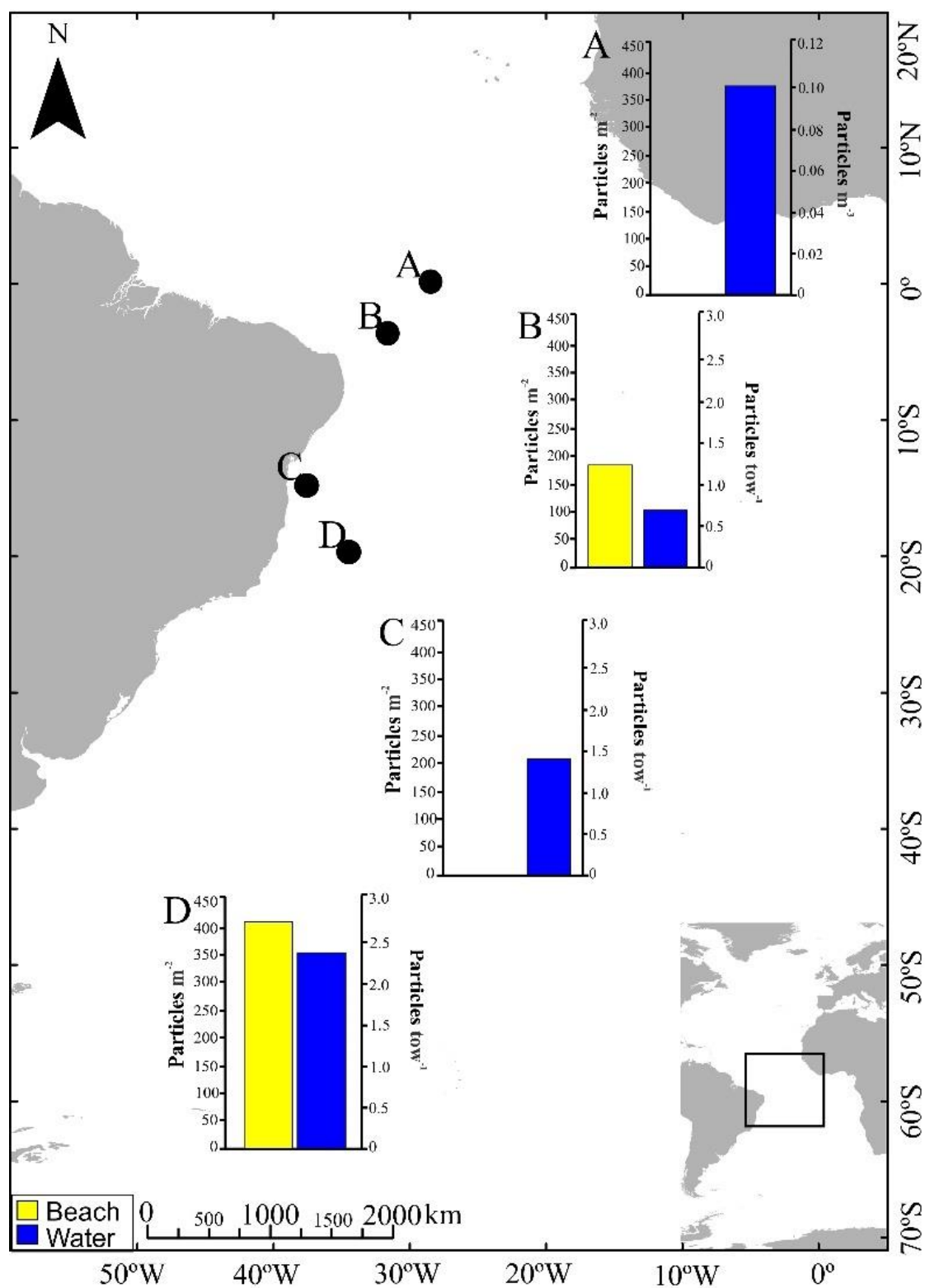
Persistent organic pollutants on beached microplastics from Fuerteventura (Canary Arc.), Barbados and Saint Helena Islands, beyond the islands of the Pacific and Indian Ocean, were analysed by Heskett and co-workers (2012). All islands were reported with contaminated pellets, highlighting the global dispersion of chemicals through oceanic circulation. If ingested, these pellets pose even higher threats to endemic and migratory species in islands (Heskett et al., 2012). Average concentration of PCBs (polychlorinated biphenyls), DDTs (dichloro-diphenyltrichloroethane) and HCHs (hexachlorocyclohexanes) was 9.0, 4.1 and 0.6 ng g-pellet⁻¹ in Fuerteventura; 1.7, 3.1 and 0.8 ng g-pellet⁻¹ in Barbados and 7.0, 3.4 and 19.3 ng g-pellet⁻¹ in St. Helena. Levels of contamination were similar to other regions, with the exception of St. Helena, where higher levels of PCBs were probably related to the current use of lindane by the population.

3.2.2 Pelagic microplastics

Studies on pelagic plastics are recent (~ 5 years) and still restricted to the Tropical Atlantic Ocean (Fig. 1D). In the São Pedro and São Paulo Archipelago, microplastics (~1 item per 100m⁻³) were mainly <100m around the archipelago (Ivar do Sul et al., 2013a). Amounts of plastics were 2 times larger than fish larvae (Lima et al., 2016). Oceanographic mechanisms around the archipelago apparently increase the chances of interaction between marine biota and plastics. Hard fragments, threads and rubber crumbs were identified but no plastic pellets were sampled.

In the Western Tropical Atlantic Ocean, secondary sources microplastics such as hard plastic fragments, plastic films and fibres were predominant when compared to primary sources (Ivar do Sul et al., 2014). Trindade Island was more contaminated by particles tow⁻¹, being followed by Abrolhos and Fernando de Noronha archipelagos (Fig. 2).

Figure 2: Microplastics in different compartments of oceanic islands of the equatorial and tropical Atlantic. A) Saint Pedro and Saint Paulo Arc.; B) Fernando de Noronha Arc.; C) Abrolhos Arc. and D) Trindade Is.



Fonte: A autora

Connectivity among environmental compartments in terms of plastics pollution is a rarely approached in the literature (Ivar do Sul et al., 2017). However, in oceanic islands are potential components of island ecology studies, being essential to their conservation.

Pelagic microplastics can be ingested by mammals (Fossi et al., 2012) and seabirds (Furness, 1985; Rodríguez et al., 2012). The last ones are being considered good indicators of floating microplastics, especially Procellariiformes that feed in the open ocean (e.g. albatrosses). Ingested plastic particles can cause physical effects such as perforation or ulceration, and appetite reduction (Gregory, 2009; Ryan, 1987b).

In islands of the Atlantic Ocean, several types of plastics were identified in the seabirds gastrointestinal contents (e.g. balloon latex, plastic pellets), being the majority plastic fragments (Bond et al., 2014; Ryan, 1987b) and fibres (Rodríguez et al., 2012). Quantities of ingested plastic pellets have apparently decreased in the South Atlantic Ocean (Ryan, 2008) from 77% to 44% in ~20 years. There patterns was also observed by Vlietstra and Parga (2002) in the Bering Sea. However, the total amount of ingested plastics remain constant (Ryan, 1988) because the number of fragments increase in the same period.

4 Conclusions and recommendations

Islands are sources, temporary reservoirs or final sinks of plastic marine debris. This indicates that current discussions on islands preservation as pristine, plastic-free environments, are not followed by efficient management regulations. The next challenge to the plastic scientific community is try to establish the connectivity among different compartments (beaches, surrounding waters, different islands), and then within the marine food chain. Determining, acknowledging and controlling sources of marine debris on islands habitats can be a helpful way towards more significant management practices than simply avoiding the use and discard of plastics in situ. Distant and apart, oceanic islands of the Atlantic Ocean have not yet been particular or concomitantly approached from the point of view of plastic pollution, a gap that needs attention from science and decision makers.

4 MICROPLÁSTICOS NAS PRAIAS DA ILHA DE FERNANDO DE NORONHA, OCEANO ATLÂNTICO TROPICAL

1 Introdução

Microplásticos são partículas menores que 5 mm provenientes de natureza primária ou secundária. Microplásticos primários são grânulos plásticos (*plastic pellets*), microesferas utilizadas em esfoliantes ou fibras oriundas de lavagem de roupas, que entram no ambiente marinho com forma e tamanho definidos (Andrady, 2011). Sistemas de drenagem de esgoto e derrames acidentais em alto mar ou portos são algumas das vias conhecidas da entrada de microplásticos primários no mar (Boucher e Friot, 2017; Browne et al., 2011). Microplásticos secundários, por sua vez, são partículas provenientes da degradação e fragmentação de plásticos (>5 mm) expostos às intempéries no meio marinho. Fibras sintéticas, fragmentos duros ou moles compõem os microplásticos secundários (Barnes et al., 2009; Boucher e Friot, 2017).

Fragmentos e fibras sintéticas estão biodisponíveis a organismos de diferentes estratégias alimentares. Quanto menor o tamanho da partícula, maior o número de grupos animais e fases ontogenéticas suscetíveis à ingestão de microplásticos, os quais podem a partir daí serem introduzidos na teia trófica marinha (Cole et al., 2013; Gusmão et al., 2016). Os efeitos deletérios podem se agravar caso poluentes orgânicos e inorgânicos, como poluentes orgânicos persistentes (POPs) ou metais pesados estejam adsorvidos na superfície dos microplásticos (Brennecke et al., 2016; Ogata et al., 2009), pois quando ingeridos podem liberar elementos e substâncias tóxicas contaminando o organismo, comprometendo inclusive a segurança alimentar humana (Van Cauwenberghe e Janssen, 2014).

Microplásticos podem também abrigar uma microbiota diferenciada, cuja composição da assembleia é típica desses substratos e tem sua sobrevivência “artificialmente” facilitada por suas características físico-químicas e de transporte no meio marinho (Zettler et al., 2013). Logo, a ingestão desses microplásticos oferece algum grau de risco microbiológico aos animais marinhos.

O Brasil possui em sua ZEE (Zona Econômica Exclusiva) cinco conjuntos insulares, os arquipélagos de Fernando de Noronha, São Pedro e São Paulo, Martin Vaz, Ilha da

Trindade e Atol das Rocas que estão relativamente distantes da costa (Serafini et al., 2010). Os ambientes insulares oceânicos brasileiros estão vulneráveis a poluição por microplásticos, pois geralmente esses ambientes possuem uma biodiversidade peculiar, não adaptada a bioinvasões ou extremamente sensível a mudanças ambientais, sobretudo mixes complexos de impactos antropogênicos. No caso de Fernando de Noronha, dezenas de espécies endêmicas e migratórias podem estar sob risco iminente.

A Ilha de Fernando de Noronha é a única permanentemente habitado por civis dentre os ambientes insulares oceânicos brasileiros. A ilha principal, também denominada Fernando de Noronha, tem ~20 km² e aproximadamente 3.000 mil habitantes moram na ilha (www.ibge.gov.br), que faz parte da Área de Proteção Ambiental (APA) de Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro e São Paulo. Essa APA funciona em consonância com o Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (PARNAMAR). No ano de 2011, o arquipélago recebeu o título de Patrimônio Natural da Humanidade da UNESCO.

O arquipélago desempenha um papel crucial na preservação de espécies ameaçadas de extinção como a Tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*), Tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), Tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*) e a Tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*). Além disso, espécies de peixes (Tubarão-limão - *Negaprion brevirostris*), aves (Pardela de asa-larga - *Puffinus lherminieri*) e equinodermos (Estrela-do-mar - *Echinaster (Othilia) guyanensis*) também são animais protegidos no arquipélago (IBAMA, 1990; ICMBIO, 2017). A Baía dos Golfinhos acolhe uma população permanente de golfinhos rotadores (*Stenella longirostris*).

Problemas ambientais associados à intervenção antrópica podem acometer Fernando de Noronha. Mais de 80 mil turistas visitam o arquipélago anualmente e, devido a isso, fontes autóctones de resíduo plástico podem surgir (Ivar do Sul et al., 2013b). Diante disso, o Conselho de Turismo de Fernando de Noronha (CONFTUR-FN) vem discutindo com a gestão da ilha sobre essas questões e juntos estão propondo soluções para os problemas. Portanto, o PARNAMAR e a APA possuem desafios constantes em busca de alternativas que venham a garantir a proteção do ambiente terrestre e marinho do arquipélago associado com a acomodação e visitação de moradores e turistas.

Microplásticos em praia e mar adjacente foram registrados para a Ilha de Fernando de Noronha (Ivar do Sul et al., 2009) e outras ilhas pertencentes a denominada “Amazônia Azul” (Ivar do Sul et al., 2017, 2014, 2013a). Entretanto, somente a fração entre 1 e 5 mm foi analisada. Dessa forma, o presente estudo identificou e caracterizou

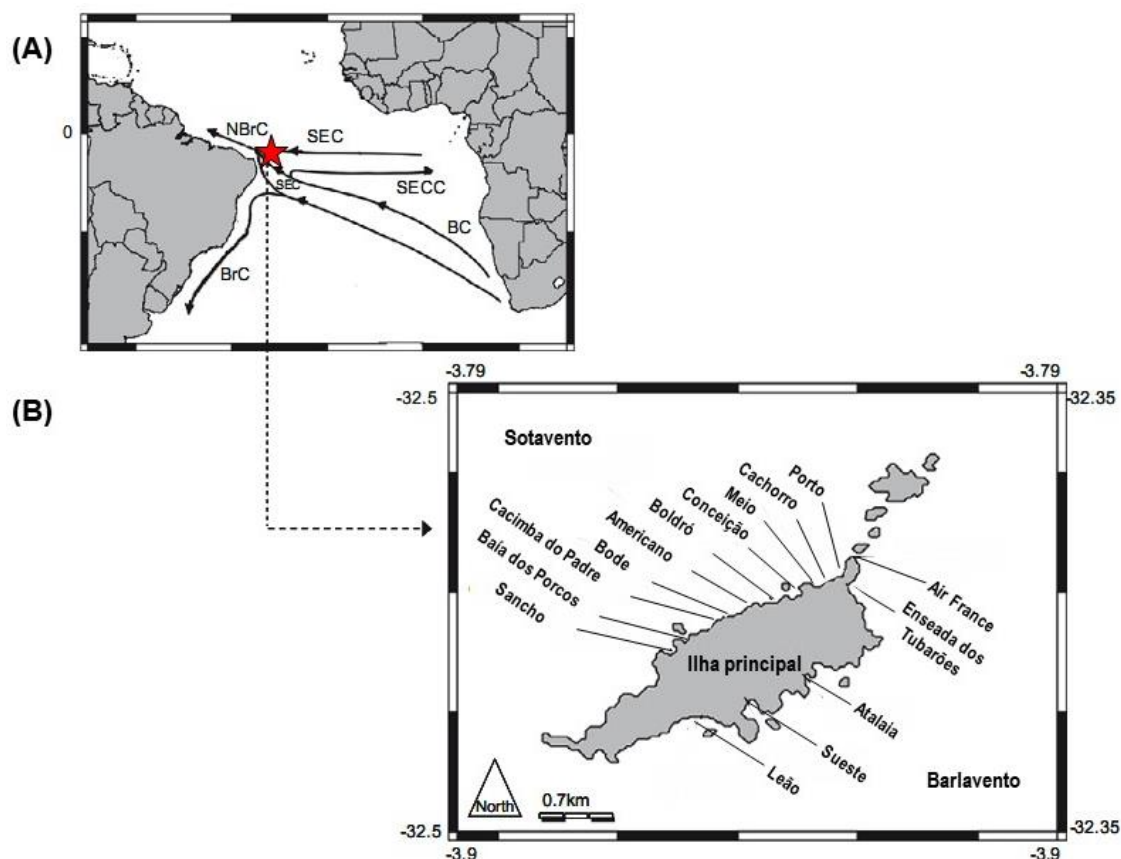
microplásticos menores que 1mm em 15 praias arenosas a barlavento e a sotavento da Ilha de Fernando de Noronha.

2 Material e métodos

2.1 Área de estudo

O Arquipélago de Fernando de Noronha (3°S, 32°W) está situado no Oceano Atlântico Tropical, distante ~ 550 km de Recife (Figura 3). A natureza geológica do arquipélago é associada a montes vulcânicos submarinos pertencentes à zona de fratura de Fernando de Noronha (Calliari et al., 2016). Atualmente, a porção emersa é composta por 21 ilhas, ilhotas e rochedos, também de origem vulcânica (Almeida, 2002).

Figura 3: (A) Localização do Arquipélago Fernando de Noronha no oeste do Oceano Atlântico Equatorial e as principais correntes superficiais (BC = Corrente de Benguela; SEC = Corrente Sul Equatorial; SECC = Contra-Corrente Sul Equatorial; BrC = Corrente do Brasil; NBrC = Corrente Norte do Brasil). (B) Localização das praias analisadas na ilha principal Fernando de Noronha, divididas em sotavento e barlavento. Fonte: Adaptado de Ivar do Sul et al. (2009).



Fonte: A autora

O clima é tropical com temperatura do ar média anual de 28 °C, com amplitude térmica de 4°C (Mohr et al., 2009). São definidas duas estações: a chuvosa, de fevereiro a julho,

e a seca para os outros meses do ano (Mohr et al., 2009). A temperatura superficial da água fica em torno de 27°C, não sendo observada variação entre os períodos seco e chuvoso entre os anos de 2013 e 2014 (Assunção et al., 2016). Contudo, no período chuvoso, no lado sotavento da ilha, foram observados o aumento da temperatura e diminuição da salinidade na camada superficial (Assunção et al., 2016).

O arquipélago é diretamente influenciado pela ação dos ventos alísios de sudeste, com maior intensidade entre os meses de junho e agosto. A intensidade média dos ventos que sopram no arquipélago é de $4,8 \text{ ms}^{-1}$ desde a superfície até o nível de 750 MB (Becker, 2001). O clima de ondas é dominado pelos ventos de sudeste, com maior energia de swells durante o verão austral (Calliari et al., 2016).

O ambiente insular é diretamente influenciado pela Corrente Sul Equatorial (SEC) que flui no sentido Leste-Oeste (Cirano et al., 2006). A SEC é pobre em nutrientes, com baixa concentração de material em suspensão com profundidade máxima de luz em torno de 90 m (Eston et al., 1986; Stramma e England, 1999). O arquipélago modifica a hidrodinâmica das correntes oceânicas gerando turbulência vertical. Isso faz com que as águas da camada inferior ricas em nutrientes sejam elevadas à região superior da coluna de água, aumentando a biomassa do plâncton local, um fenômeno chamado de “Efeito Ilha” (*Island Mass Effect*) (Lira et al., 2014; Tchamabi et al., 2017).

A ilha principal (Fernando de Noronha) possui litoral com cerca de 37 km, dos quais 28,5 km (77%) são costões rochosos. 32 praias ocupam apenas 8,4 km (23%) onde, 17 são compostas de pedregulhos, e 15 são praias arenosas (Calliari et al., 2016). As praias arenosas são compostas por areia calcária que varia em tamanho do grão de 0,1 a 0,5 mm (Barcellos et al., 2011; Manso et al., 2011). A areia carbonática é derivada dos recifes de corais circundantes, com contribuição da erosão das rochas vulcânicas (Calliari et al., 2016). As praias da Ilha de Fernando de Noronha foram agrupadas em praias a barlavento submetidas à ação direta de ventos, correntes marinhas superficiais e ondas; e praias a sotavento relativamente protegidas da ação de ventos e correntes marinhas.

2.2 Amostragens e pré-tratamento das amostras em laboratório

Amostras de sedimento foram obtidas em 15 praias localizadas a barlavento (5) e sotavento (10) durante o verão austral no ano de 2012 (Figura 3). A amostragem foi realizada na linha-do-deixa (última linha de maré; Williams e Micallef, 2011) através da marcação e raspagem da areia superficial de quadrantes 30x30 cm (900 cm²) (Costa et

al., 2010; Ivar do Sul et al., 2009). Em cada praia, três quadrantes foram amostrados, sendo um no centro e dois em cada extremo da praia. Nas Baías dos Porcos e Cachorro somente um quadrante foi amostrado (centro); e na Praia do Porto, dois quadrantes foram amostrados em cada ponta da praia devido o comprimento da mesma (Total = 40 amostras) (Ivar do Sul et al., 2017). Em laboratório, as amostras de sedimento permaneceram na estufa até completa secagem, sendo então peneiradas em malha de 1 mm. A fração menor que 1 mm (microplásticos+sedimento) foi utilizada neste estudo.

2.3 Tratamento das amostras (<1 mm)

A técnica da flutuação salina foi adaptada de Martins e Sobral (2011). Esta técnica consiste na flutuação de microplásticos devido a diferença de densidade entre a solução e sedimento.

As amostras de sedimento foram colocadas individualmente em béqueres de 2L sendo adicionado 1L de solução salina de Cloreto de Sódio (NaCl) ($1,2 \text{ g cm}^{-3}$) previamente preparada. Primeiramente, somente a solução salina foi homogeneizada e filtrada para verificar possível contaminação por microplásticos no sal de cozinha comercial (brancos). Em seguida, o material (solução+sedimento) foi homogeneizado durante 30 minutos com auxílio de agitador magnético, ficando imediatamente em repouso durante 30 minutos para a flutuação dos microplásticos. O sobrenadante resultante deste procedimento foi filtrado a vácuo em filtros de papel (retenção de 2 micra). Para cada amostra o processo de homogeneização, decantação e filtração foi realizado três vezes. Após a filtração, os filtros foram acondicionados em placas de Petri fechadas e permaneceram na estufa a 40°C até a secagem completa, sendo então analisados com auxílio de microscópio estereoscópio Carl Zeiss Stemi 2000-C (1x). Através da análise individual das partículas de plástico foram identificadas características como tipo (p.ex. fragmento e fibra), cor, tamanho (maior comprimento) e área. As imagens foram obtidas com o *software* AxioVs40 V 4.8.2.0 de Carl Zeiss Vision.

2.4 Análises estatísticas

A densidade total de microplásticos foi expressa em número de partículas m^{-2} . O comprimento dos microplásticos foi expresso em mm e a área em m^2 . O teste não-paramétrico Mann-Whitney-Wilcoxon U ($\alpha=0,05$) foi utilizado para verificar diferenças significativas entre as densidades de microplásticos em praias a barlavento e a sotavento.

O teste Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$) foi utilizado para comparações múltiplas entre os tipos de microplásticos e o posicionamento da praia (barlavento ou sotavento).

3 Resultados

Microplásticos menores que 1 mm estavam presentes em todas as praias avaliadas da Ilha de Fernando de Noronha (Figura 4) na forma de fragmentos e fibras. Não foram detectados outros tipos de microplásticos, como microesferas utilizadas em cosméticos ou lascas de tintas (*paint chips*).

Foram identificados 504 microplásticos em todas as praias de Fernando de Noronha. Fibras sintéticas corresponderam a 90% (N=459) (Figura 4) e fragmentos contabilizaram aproximadamente 10% (N=45 itens) do total. As fibras sintéticas foram predominantes nas 15 praias e em todas as amostras, com exceção de uma amostra coletada na Praia do Meio (Tabela 4).

Figura 4: Fibras sintéticas identificadas em amostras de sedimento das praias de Fernando de Noronha, Oceano Atlântico Tropical.



Fonte: A autora

O tamanho total médio dos fragmentos foi $1,8 \pm 4,5$ mm ($TM_{\text{barlavento}} = 4,2 \pm 6,7$ mm; $TM_{\text{sotavento}} = 0,3 \pm 0,8$ mm) (Tabela 4). O tamanho médio foi maior que 1 mm devido a

irregularidade na forma das partículas, nas quais foi obtido o maior comprimento dos microplásticos. A área total ocupada pelos fragmentos plásticos foi $1,06 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2$ ($AT_{\text{barlavento}} = 1,05 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2$; $AT_{\text{sotavento}} = 1,1 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2$), enquanto as fibras sintéticas ocuparam $3,2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2$ ($AT_{\text{barlavento}} = 2,5 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2$; $AT_{\text{sotavento}} = 7,3 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2$) (Tabela 4). Não foi possível obter o comprimento das fibras sintéticas devido a imprecisão da medida.

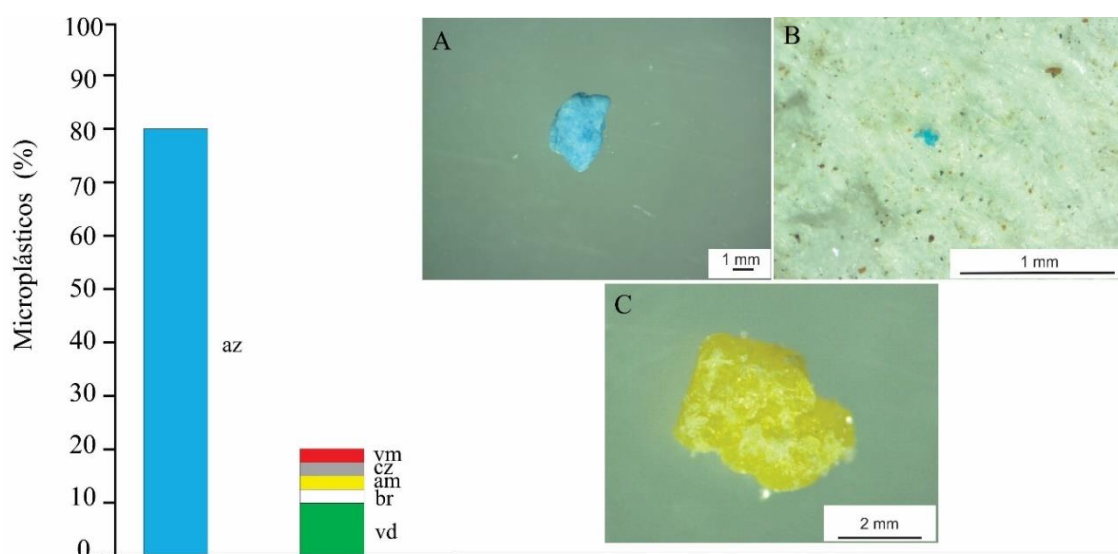
Tabela 4: Densidade, tamanho e área de fragmentos e fibras sintéticas encontrados nas praias a barlavento e a sotavento da Ilha de Fernando de Noronha, Oceano Atlântico Tropical. L – Leste; M – Meio; O – Oeste. *Subestimado.

	Praia	Posição	Densidade (partículas m^{-2})			Área Total (m^2)		Tamanho Total (mm)
			Fragmento	Fibra	Total	Fragmento	Fibra	Fragmento
BARLAVENTO	Leão	L	-	155,6	155,6	-	$2,4 \cdot 10^{-5}$	-
		M	-	100	100	-	$1,4 \cdot 10^{-5}$	-
		O	-	455,6	455,6	-	$6,4 \cdot 10^{-5}$	-
	Sueste	L	-	55,6	55,6	-	$5,9 \cdot 10^{-6}$	-
		M	11,1	211,1*	222,2	$9,7 \cdot 10^{-6}$	$7,4 \cdot 10^{-5}$	4,9
		O	11,1	211,1	222,2	$8,9 \cdot 10^{-6}$	$3,5 \cdot 10^{-5}$	9,4
	Atalaia	L	-	44,4	44,4	0	$8,5 \cdot 10^{-7}$	0
		M	44,4	55,6	100	$3,7 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$	24,6
		O	55,6	88,9	144,4	$2,4 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-6}$	1,6
	E. dos Tubarões	L	22,2	44,4	66,7	$1,6 \cdot 10^{-5}$	$6,8 \cdot 10^{-6}$	8,8
		M	11,1	0	11,1	$1,4 \cdot 10^{-5}$	-	5
		O	22,2	0	22,2	$1,8 \cdot 10^{-5}$	-	8
	Air France	L	-	455,6	455,6	-	$3,7 \cdot 10^{-6}$	-
		M	-	188,9	188,9	-	$4,5 \cdot 10^{-6}$	-
		O	-	155,6	155,6	-	$1,5 \cdot 10^{-6}$	-
	Porto	L	55,6	133,3	188,9	$5,7 \cdot 10^{-7}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	2,5
		O	33,3	100	133,3	$1,7 \cdot 10^{-7}$	$2,9 \cdot 10^{-6}$	1
	Cachorro	M	-	222,2	222,2	-	$2,2 \cdot 10^{-6}$	-
	Meio	L	-	188,9*	188,9	-	$4,8 \cdot 10^{-6}$	-
		M	-	66,7	66,7	-	$2,5 \cdot 10^{-6}$	-
		O	188,9	100	288,9	$1,9 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	2,4
SOTAVENTO	Conceição	L	-	66,7	66,7	-	$2,8 \cdot 10^{-6}$	-
		M	-	88,9	88,9	-	$4,8 \cdot 10^{-6}$	-
		O	-	100	100	-	$2,2 \cdot 10^{-6}$	-
	Boldró	L	11,1	244,4	255,6	$8,3 \cdot 10^{-8}$	$6,7 \cdot 10^{-6}$	0,1
		M	-	44,4	44,4	-	$1,2 \cdot 10^{-6}$	-
		O	-	33,3	33,3	-	$4,2 \cdot 10^{-7}$	-
	Americano	L	-	255,6	255,6	-	$7,5 \cdot 10^{-6}$	-
		M	-	55,6	55,6	-	$2,0 \cdot 10^{-6}$	-
		O	11,1	22,2	33,3	$3,3 \cdot 10^{-8}$	$2,4 \cdot 10^{-7}$	2
	Bode	L	-	122,2	122,2	-	$2,3 \cdot 10^{-6}$	-
		M	11,1	255,6	266,7	$5,7 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	0,1
		O	-	66,7	66,7	-	$1,7 \cdot 10^{-6}$	-
	C. do Padre	L	-	44,4	44,4	-	$1,6 \cdot 10^{-7}$	-
		M	-	88,9	88,9	-	$2,9 \cdot 10^{-6}$	-
		O	-	211,1	211,1	-	$1,9 \cdot 10^{-6}$	-
	B. dos Porcos	M	-	33,3	33,3	-	$4,1 \cdot 10^{-7}$	-
	Sancho	L	11,1	66,7	77,8	$1,8 \cdot 10^{-8}$	$9,2 \cdot 10^{-7}$	0,2
		M	-	77,8	77,8	-	$3,8 \cdot 10^{-6}$	-
		O	-	188,9	188,9	-	$1,2 \cdot 10^{-5}$	-

Fonte: A autora

A cor azul foi predominante para os fragmentos plásticos (80%; 36 itens), seguida por verde (11,1%; 5 itens). As demais cores branco, amarelo, cinza e vermelho representaram cada uma 2,2% (1 item cada) (Figura 5). Fibras sintéticas em azul, preto e incolor representaram juntas a quase totalidade dos itens encontrados, com exceção de uma fibra de cor rosa.

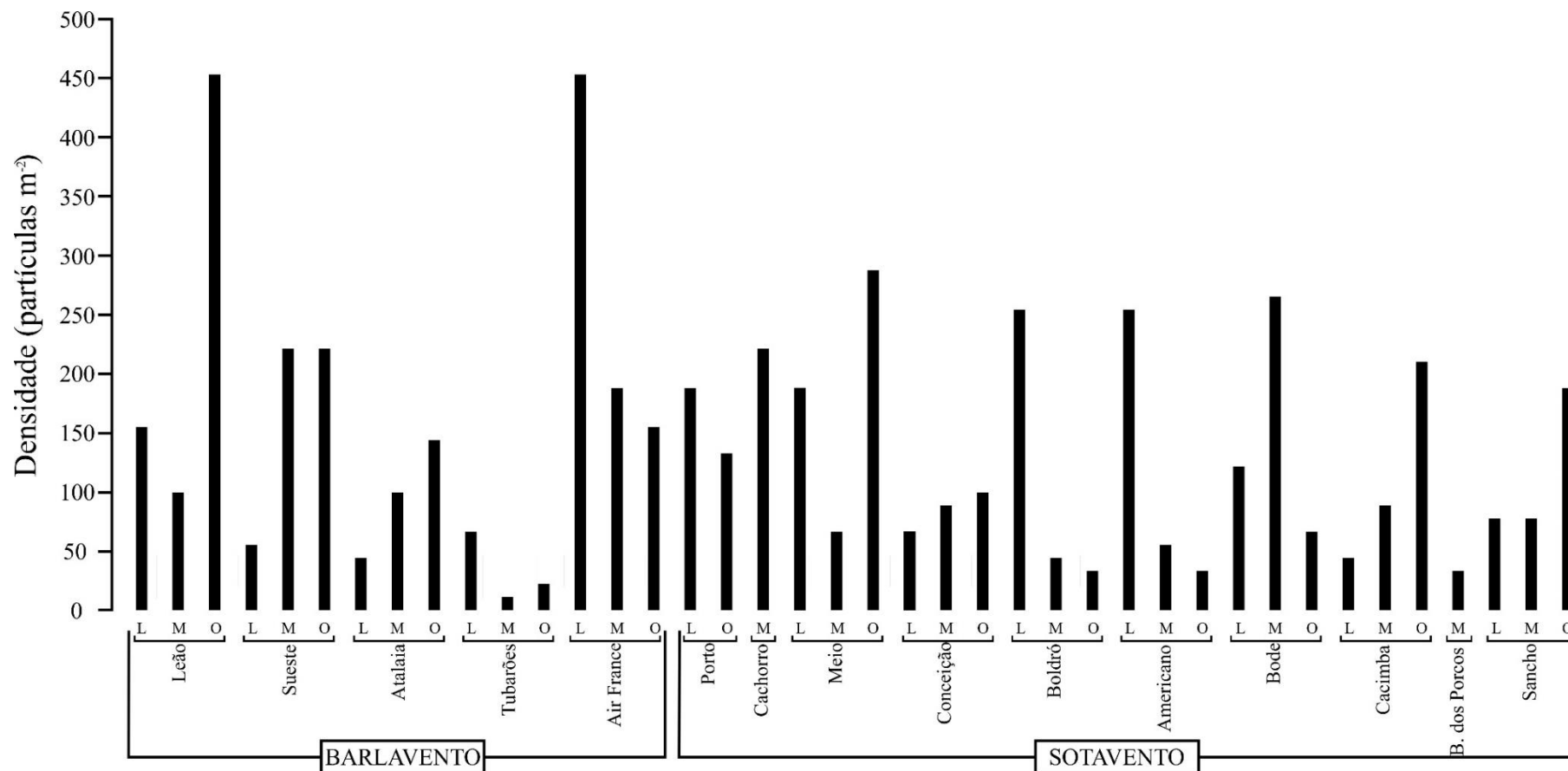
Figura 5: Cores dos fragmentos plásticos identificados nas praias barlavento e sotavento na Ilha de Fernando de Noronha, Oceano Atlântico Tropical, N = 45 itens. A) Fragmento plástico azul coletado na praia da Enseada dos Tubarões; B) Fragmento plástico coletado na praia do Meio; C) Fragmento plásticos coletado na praia.



Fonte: A autora

Praias a barlavento foram quantitativamente mais contaminadas por microplásticos que praias a sotavento (Figura 6). As praias Air France e Leão apresentaram densidades superiores a 700 partículas m^{-2} . Apesar disso, não foram observadas diferenças estatísticas entre praias a barlavento e a sotavento ($Praias_{barlavento} = 160 \text{ partículas } m^{-2} \pm 137,5$; $Praias_{sotavento} = 128 \text{ partículas } m^{-2} \pm 84,3$, Mann-Whitney U test, $U = 198,5$, $p = 0,8$).

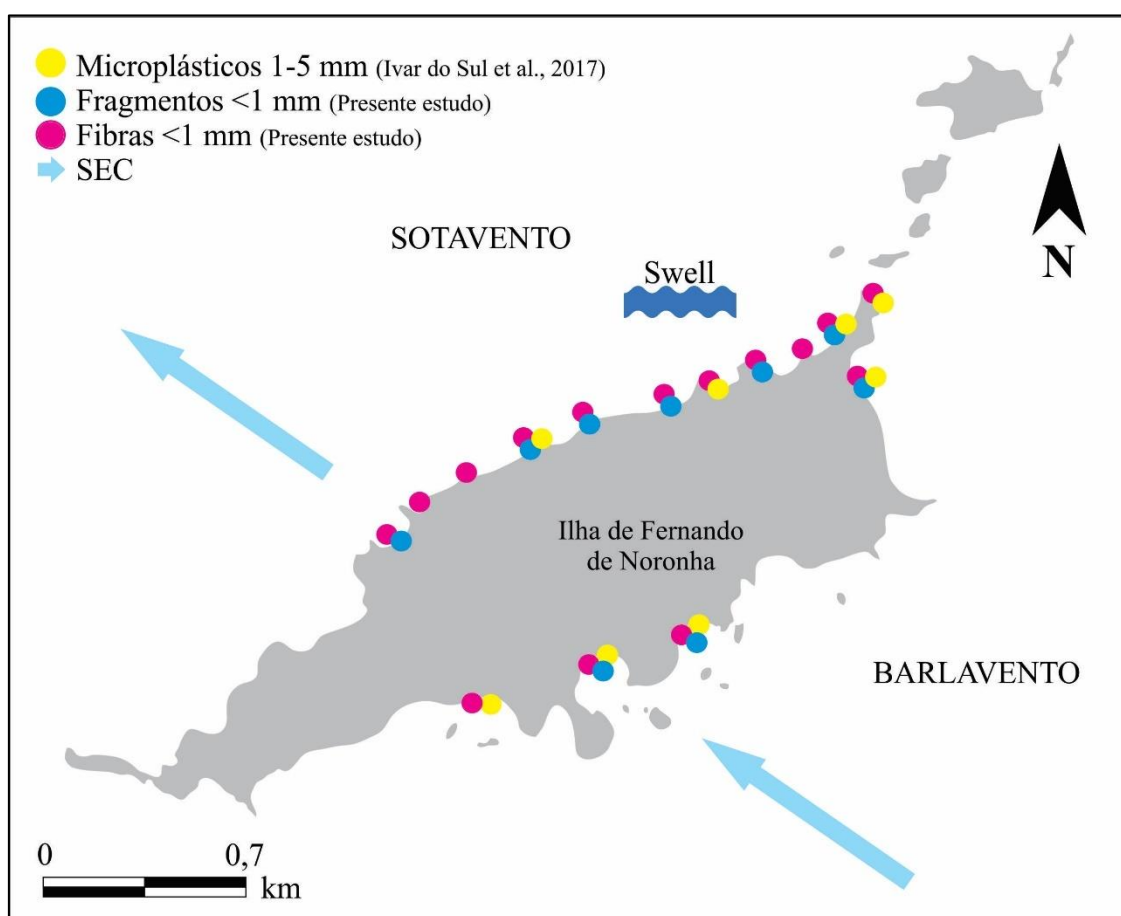
Figura 6: Densidade (partículas m⁻²) de microplásticos em praias a barlavento e a sotavento da Ilha de Fernando de Noronha, Oceano Atlântico Tropical



Fonte: A autora

Relacionando os dados de fragmentos deste estudo com os resultados obtidos por Ivar do Sul et al. (2017), percebe-se diferenças na distribuição entre as duas frações de tamanho de microplásticos (Figura 7). Fragmentos plásticos menores que 1 mm ocorreram em um maior número de praias em comparação com a fração entre 1-5 mm. Somente em cinco praias (Sueste, Atalaia, Tubarões, Porto e Bode) fragmentos plásticos da fração <1 mm e 1-5 mm ocorreram simultaneamente, sendo as praias do Atalaia e Tubarões (ambas a barlavento) as mais contaminadas por fragmentos plásticos.

Figura 7: Microplásticos fração entre 1-5 mm (Ivar do Sul et al., 2017) e menor que 1 mm (este estudo) encontrados nas praias a barlavento e a sotavento da Ilha de Fernando de Noronha, Oceano Atlântico Tropical.



Fonte: A autora

Fibras sintéticas foram identificadas em todas as 15 praias a barlavento e a sotavento analisadas neste estudo (Figura 7). A densidade de fibras foi significativamente maior que a densidade de fragmentos plásticos, independente do posicionamento da praia em relação a direção predominante do vento (Kruskal-Wallis, $\chi^2 = 46,9$; gl = 3; $p = 3,6.10^{-10} < 0,05$).

4 Discussão

A ocorrência de microplásticos menores que 1 mm foi confirmada pela primeira vez em uma ilha oceânica brasileira. Estudos anteriores já haviam registrado a contaminação por microplásticos entre 1 e 5 mm na praia ou no mar adjacente as ilhas oceânicas do Brasil, incluindo o Arquipélago de Fernando de Noronha (Ivar do Sul et al., 2014; 2009). De forma geral, existem poucos registros sobre a contaminação por microplásticos em ilhas do Oceano Atlântico e Mar do Caribe (Monteiro et al., *in press*). Portanto, este trabalho contribui, com dados inéditos, com a grande lacuna sobre a contaminação desta fração de microplásticos em ilhas oceânicas.

A cor azul frequentemente é a mais identificada em estudos sobre partículas de plástico (Li et al., 2016; Peters e Bratton, 2016), um padrão que também foi encontrado neste estudo. Cores mais escuras ou mais ‘coloridas’ são mais ingeridas por aves marinhas, sobretudo a cor azul (Lavers et al., 2013; Ryan, 2008; Verlis et al., 2014). A maior disponibilidade cor desta cor em particular em áreas de alimentação (Lavers e Bond, 2016; Ryan, 2008) pode ser a causa da maior frequência de sua ingestão. Entretanto, a preferência alimentar e o estímulo da cor não podem ser descartados.

Praias a barlavento foram quantitativamente mais contaminadas por microplásticos que praias a sotavento, corroborando com os resultados apresentados por Ivar do Sul et al. (2017; 2009) (Figura 6). A Ilha de Fernando de Noronha está sob influência do giro anticiclônico do Oceano Atlântico Sul, que é o principal sistema de correntes marinhas superficiais que pode transportar microplásticos flutuantes (Eriksen et al., 2014). Desse modo, a SEC pode, potencialmente, transportar microplásticos por longas distâncias, que eventualmente são depositados nas praias a barlavento da ilha. Nas ilhas havaianas e Malvinas processos semelhantes foram sugeridos por Corcoran et al. (2009) e Imhof et al. (2017), respectivamente. Além disso, o Efeito Ilha pode proporcionar condições diferenciadas na distribuição e deposição de microplásticos nas praias (Tchamabi et al., 2017).

A densidade de fibras foi significativamente maior que a densidade de fragmentos plásticos, independente do posicionamento da praia (barlavento ou sotavento) (Kruskal-Wallis, $\chi^2 = 46,9$; gl = 3; $p = 3,6.10^{-10} < 0,05$). A onipresença de fibras sintéticas sugere que, além das fontes alóctones, fontes autóctones (p.ex. esgoto doméstico) também podem influenciar na distribuição e densidade dessas partículas. Atualmente, Fernando de Noronha dispõem de um sistema de esgotamento sanitário que não atende toda a

população, sobretudo em períodos de alto veraneio (+ de 80 mil turistas). O esgoto sanitário é uma das principais fontes desse tipo de microplásticos para o meio marinho, principalmente fibras oriundas de lavagem de roupas (Browne et al., 2011; Mason et al., 2016). Portanto, é necessário uma investigação mais aprofundada sobre a possível contribuição de microplásticos oriundos do esgoto doméstico nas praias de Fernando de Noronha.

Fibras sintéticas também podem ser formadas através do manuseio ou perda de equipamentos de pesca (p. ex. linhas e redes de pesca) (Andrady, 2011). A pesca no Arquipélago São Pedro e São Paulo foi considerada uma fonte autóctone de fibras sintéticas na água superficial adjacente ao arquipélago (Ivar do Sul et al., 2013a). É possível que essa fonte também seja significativa para as praias em Fernando de Noronha; contudo, não foram encontradas informações sobre os tipos de pescarias realizadas no entorno do arquipélago. Sabe-se apenas que atividades pesqueiras artesanais são permitidas no entorno da ilha e fora do limite marinho do PARNAMAR pelos habitantes da ilha ou por meio das operadoras de turismo (Dominguez et al., 2016), tornando-as fontes potenciais de microplásticos na ilha.

A distribuição de microplásticos em relação ao tamanho (<1 mm e 1-5 mm) e ao tipo (fragmento e fibra) foram diferentes nas praias analisadas, indicando que as partículas são oriundas de fontes distintas e estão sujeitas a processos meteoceanográficos em pequena escala, que são independentes de transporte marinho e deposição no sedimento.

Os plásticos são conhecidos por ter impactos negativos sobre os organismos marinhos, embora a extensão do problema ainda seja difícil de ser mensurada em ilhas oceânicas. Não foram encontrados registros de ingestão de microplásticos em Fernando de Noronha, apesar dos crescentes estudos sobre ingestão e outras formas de interação com organismos marinhos na literatura internacional. Na Ilha de Trindade, por exemplo, detritos plásticos têm sido relacionados a formação de ninhos de aves marinhas (Petersen et al., 2016).

Organismos bentônicos podem interagir com microplásticos presentes na areia, na qual a ingestão é a principal forma de risco de exposição as partículas plásticas (Wright et al., 2013b). Dificuldade de locomoção, bioacumulação de POPs, diminuição da capacidade de alimentação e consequentemente das reservas energéticas do organismo foram alguns dos efeitos observados em anelídeos (Besseling et al., 2012; Wright et al., 2013a). A fauna bentônica de praia na Ilha de Fernando de Noronha ainda é desconhecida no meio científico; contudo, pequenos artrópodes da ordem Collembola (Hexapoda: Entognatha) foram descritos nas praias da ilha (Lima e Zeppelini, 2015; Palacios-Vargas et al., 2013).

Esses artrópodes pertencem à fauna intersticial em sedimentos e solos, sendo importantes para a manutenção da qualidade do solo e do ecossistema local. Colêmbolos transportam pequenas partículas (sedimento, matéria orgânica) entre os interstícios do sedimento, podendo possivelmente transportar microplásticos e torná-los biodisponíveis a organismos vivendo em diferentes extratos sedimentares, que provavelmente não teriam contato com esse poluente sem a interferência desses bioturbadores (Maaß et al., 2017). O isolamento geográfico do Arquipélago de Fernando de Noronha proporcionou o aparecimento de espécies endêmicas, como peixes (10 espécies) e moluscos (3 espécies). Espécies marinhas de aves, tartarugas e golfinhos utilizam o arquipélago como áreas de alimentação, reprodução e/ou repouso (Mohr et al., 2009; Serafini et al., 2010). Todos esses grupos de animais estão vulneráveis a contaminação por microplásticos em algum momento do ciclo de vida na ilha. Contudo, não foi possível avaliar o potencial de interação com microplásticos devido a ausência de estudos publicados sobre essas espécies.

Autoridades competentes (Governo do Estado de Pernambuco, ICMBIO) deveriam considerar a contaminação por microplásticos nos planos de manejo da ilha, pois já é de conhecimento internacional a presença dessas partículas na ilha e seus possíveis impactos sobre a fauna. Contudo, até o presente momento, pouco se discutiu sobre essa questão na ilha, não tendo sido feita nenhuma revisão do plano de manejo da APA e do PARNAMAR a respeito desse problema.

5 Conclusão

Microplásticos menores que 1 mm foram identificados pela primeira vez na Ilha de Fernando de Noronha. Além das fontes alóctones, atividades antrópicas na ilha, como o turismo e a pesca, podem ser fontes potenciais de resíduos sólidos, incluindo plásticos e microplásticos. Diferenças entre praias a barlavento e a sotavento foram novamente observadas e corroboram com estudos realizados anteriormente na ilha. Não foi possível inferir impactos na fauna em geral de praia da Ilha de Fernando de Noronha devido a ausência de artigos científicos publicados sobre o tema. Entretanto, tendo em vista que quanto menor o tamanho do microplástico, maior o tamanho do problema e dos impactos a eles associados, é imprescindível o conhecimento de fontes potenciais de plástico na ilha associado ao monitoramento contínuo desse contaminante em todas as escalas de tamanho. Tais estudos devem ser articulados com estudos da ecologia da fauna bentônica

de substratos duros e sedimentares. Dessa forma, os planos de manejo deveriam contemplar ações de prevenção e remediação da contaminação por microplásticos na ilha, sendo esse tópico prioritário para a preservação das espécies e do ecossistema sensível a esse contaminante.

5 CONCLUSÃO GERAL

As ilhas da bacia do Oceano Atlântico e Mar do Caribe são *hotspots* de biodiversidade marinha sob ameaça de contaminação por macro- e microplásticos. Na bacia do Oceano Atlântico, nenhuma das 31 analisadas nesta dissertação estavam livres de contaminação, apesar da relativa distância (~50 km) de fontes prováveis de lixo. Praias a barlavento foram mais vulneráveis devido a influência direta da ação de ondas, ventos e correntes marinhas. Por outro lado, fontes autóctones podem ser mais representativas em praias a sotavento associadas a atividades humanas realizadas no local, principalmente no Mar do Caribe.

Entretanto, estudos estão no nível do inventário, e poucos processos responsáveis pela dinâmica dos resíduos plásticos no ambiente marinho são conhecidos. São necessárias, assim, análises sobre a associação entre diferentes frações de macro- e microplásticos e condições oceanográficas de pequena escala. Todos esses aspectos são importantes para identificar a potencialidade da contaminação por plásticos na ilha, principalmente quando esses ambientes são áreas de relevante interesse ambiental, social, econômico e científico. Em geral, ainda é relativamente desconhecida a dimensão dos impactos causados sobre a fauna residente e/ou migratória em ilhas oceânicas, incluindo Fernando de Noronha. Não foi encontrado nenhum estudo sobre a relação entre os plásticos e a fauna da ilha. No caso de Fernando de Noronha, estudos sobre a fauna marinha local são escassos e por isso é difícil mensurar os impactos dos microplásticos sobre a mesma.

Dada a importância da região, um mosaico de Unidades de Conservação, APA e/ou Patrimônio Natural da Humanidade da UNESCO, faz-se necessária a implementação de medidas protetivas e remediadoras que visem à conservação e preservação do ambiente de forma integral. Os planos de manejo devem incluir medidas protetivas como o banimento do uso de materiais plásticos, principalmente itens descartáveis. O banimento do uso desse tipo de materiais diminui a quantidade e custo de operação de resíduos sólidos na ilha, além de prevenir perdas acidentais para o ambiente marinho. Ações de educação ambiental também devem ser consideradas, pois promovem a sensibilização de quem é o principal causador da contaminação por plásticos: o homem.

REFERÊNCIAS

- Almeida, F.F.M., 2002. Arquipélago de Fernando de Noronha - Registro de Monte Vulcânico do Atlântico Sul, in: Sítios Geológicos e Paleontológicos Do Brasil. 1ª ed., pp. 361–368.
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1596–1605. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.
- Assunção, R. V., Silva, A.C., Martins, J., Flores Montes, M., 2016. Spatial-Temporal Variability of the Thermohaline Properties in the Coastal Region of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *J. Coast. Res.* 75, 512–516. doi:10.2112/SI75-103.1.
- Avio, C.G., Gorbi, S., Regoli, F., 2016. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Mar. Environ. Res.* 128, 2-11. doi:10.1016/j.marenvres.2016.05.012.
- Barcellos, R.L., Silva, M.S., Camargo, P.B., 2011. Island beaches morphological and sedimentary short term variations – the case of SE Fernando de Noronha Island, South Atlantic, Brazil*. *Rev. Gestão Costeira Integr.* 11, 471–478. doi:10.5894/rgci283.
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 364, 1985–1998. doi:10.1098/rstb.2008.0205.
- Barnes, D.K.A., Milner, P., 2005. Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. *Mar. Biol.* 146, 815–825. doi:10.1007/s00227-004-1474-8.
- Benton, T.G., 1995. From castaways to throwaways : marine litter in the Pitcairn Islands. *Biol J Linn Soc.* 56, 415–422. doi: 10.1111/j.1095-8312.1995.tb01101.x.
- Becker, M., 2001. Hidrologia dos Bancos e Ilhas oceânicas do Nordeste Brasileiro, uma Contribuição ao Programa REVIZEE. Universidade Federal de São Carlos (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais). 175pp.
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., 2015. Marine Anthropogenic Litter. Springer Science & Business Media. doi:10.1007/978-3-319-16510-3.
- Bergmann, M., Sandhop, N., Schewe, I., D'Hert, D., 2016. Observations of floating anthropogenic litter in the Barents Sea and Fram Strait, Arctic. *Polar Biol.* 39, 553–560. doi:10.1007/s00300-015-1795-8.
- Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E.M., Heuvel-greve, M.J. Van Den, Koelmans, A.A., 2012. Effects of Microplastic on Fitness and PCB Bioaccumulation by the Lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental Sci. Technol.* 47(1), 593-600. doi: 10.1021/es302763x.
- Bond, A.L., Provencher, J.F., Daoust, P.Y., Lucas, Z.N., 2014. Plastic ingestion by fulmars and shearwaters at Sable Island, Nova Scotia, Canada. *Mar. Pollut. Bull.* 87, 68–75. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.08.010.
- Boucher, J., Friot, D., 2017. Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources. IUCN, Gland, Switzerland, Gland, Switzerland. doi:dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en.
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., 2016. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuar. , Coast. Shelf Sci.* 178, 1–7. doi:10.1016/j.ecss.2015.12.003.
- Bouwman, H., Evans, S.W., Cole, N., Choong Kwet Yive, N.S., Kylin, H., 2016. The flip-or-flop boutique: Marine debris on the shores of St Brandon's rock, an isolated tropical atoll in the Indian Ocean. *Mar. Environ. Res.* 114, 58–64. doi:10.1016/j.marenvres.2015.12.013.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175–9179. doi:10.1021/es201811s.

Calliari, L.J., Pereira, P. de S., Short, A.D., Sobral, F.C., Machado, A.A., Pinheiro, Y.G., Fitzpatrick, C., 2016. Sandy Beach of Brazilian Oceanic Islands, in: *Brazilian Beach Systems*. doi: 10.1007/978-3-319-30394-9.

Cincinelli, A., Scopetani, C., Chelazzi, D., Lombardini, E., Martellini, T., Katsoyiannis, A., Fossi, M.C., Corsolini, S., 2017. Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): Occurrence, distribution and characterization by FTIR. *Chemosphere* 175, 391–400. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.02.024.

Cirano, M., Mata, M.M., Campos, E., Deiro, N., 2006. A Circulação Oceânica de Larga-Escala na Região Oeste do Atlântico Sul com Base no Modelo de Circulação Global OCCAM. *Rev. Bras. Geofis.* 24, 209–230. doi:ISSN 0102-261X.

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* 47, 6646–6655. doi: 10.1021/es400663f.

Convey, P., Barnes, D.K.A., Morton, A., 2002. Debris accumulation on oceanic island shores of the Scotia Arc, Antarctica. *Polar Biol.* 25, 612–617. doi:10.1007/s00300-002-0391-x.

Corbin, C.J., Singh, J.G., 1993. Marine debris contamination of beaches in St-Lucia and Dominica. *Mar. Pollut. Bull.* 26, 325–328. doi:10.1016/0025-326X(93)90575-5.

Corcoran, P.L., Biesinger, M.C., Grifi, M., 2009. Plastics and beaches: A degrading relationship. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 80–84. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.08.022.

Costa, M.F., Ivar do Sul, J.A., Silva-Cavalcanti, J.S., Araújo, M.C.B., Spengler, Â., Tourinho, P.S., 2010. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: A snapshot of a Brazilian beach. *Environ. Monit. Assess.* 168, 299–304. doi:10.1007/s10661-009-1113-4.

Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Fernández-de-Puelles, M.L., 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. of Sci.*, 111(28), 10239-10244.

Debrot, A.O., Rijn, J. Van, Bron, P.S., León, R., 2013. A baseline assessment of beach debris and tar contamination in Bonaire, Southeastern Caribbean. *Mar. Pollut. Bull.* 71, 325–329. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.01.027.

Debrot, A.O., Tiel, A.B., Bradshaw, J.E., 1999. Beach Debris in Curaçao. *Mar. Pollut. Bull.* 38, 795–801. doi: 10.1016/S0025-326X(99)00043-0.

Dominguez, P.S., Zeineddine, G.C., Rotundo, M.M., Barrella, W., Ramires, M., 2016. A pesca artesanal no Arquipélago de Fernando de Noronha (PE). *Bol. do Inst. Pesca* 42, 241–251. doi: 10.5007/1678-2305.2016v42n1p241.

Duhac, A. V., Jeanne, R.F., Maximenko, N., Hafner, J., 2015. Composition and potential origin of marine debris stranded in the Western Indian Ocean on remote Alphonse Island, Seychelles. *Mar. Pollut. Bull.* 96, 76–86. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.05.042.

Edyvane, K.S., Penny, S.S., 2017. Trends in derelict fishing nets and fishing activity in northern Australia : Implications for trans-boundary fisheries management in the shared Arafura and Timor Seas. *Fish. Res.* 188, 23–37. doi: 10.1016/j.fishres.2016.11.021.

Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J., 2014. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS One* 9, 1–15. doi:10.1371/journal.pone.0111913

Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Hafner, J., Zellers, A., Rifman, S., 2013. Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 68, 71–76. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.12.021.

Eston, V.R., Migotto, A.E., Oliveira Filho, E.C., Rodrigues, S.A., Freitas, J.C., 1986. Vertical distribution of benthic marine organisms on rocky coasts of the Fernando de Noronha archipelago (Brazil). *Bol. do Inst. Oceanogr.* 34, 37–53. doi:10.1590/S0373-55241986000100004.

Fischer, V., Elsner, N.O., Brenke, N., Schwabe, E., Brandt, A., 2015. Plastic pollution of the kuril-kamchatka trench area (NW pacific). Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 111, 399–405. doi:10.1016/j.dsr2.2014.08.012.

Fossi, M., Panti, C., Guerranti, C., 2012. Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). Mar. Pollut. Bull. 64, 2374–2379. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.08.013.

Furness, R.W., 1985. Ingestion of Plastic Particles by Seabirds at Gough-Island, South-Atlantic Ocean. Environ. Pollut. Ser. A, Ecological Biol. 38, 261–272. doi:10.1016/0143-1471(85)90131-X.

Gregory, M.R., 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings-entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. Philos. Trans. R. Soc. Biol. Sci. 364, 2013–2025. doi:10.1098/rstb.2008.0265.

Gregory, M.R., 1983. Virgin Plastic Granules on Some Beaches of Eastern Canada and Bermuda. Mar. Environ. Res. 10, 73–92. doi:10.1016/0141-1136(83)90011-9.

Gusmão, F., Di Domenico, M., Cecilia, A., Amaral, Z., Martínez, A., Gonzalez, B., Worsaae, K., Ivar do Sul, J.A., Lana, P., 2016. In situ ingestion of micro fibres by meiofauna from sandy beaches*. Environ. Pollut. 1–7. doi:10.1016/j.envpol.2016.06.015

Herz, M., Davis, J., 2002. Cruise control: a report on how cruise ships affect the marine environment. 68p. Heskett, M., Takada, H., Yamashita, R., Yuyama, M., Ito, M., Geok, Y.B., Ogata, Y., Kwan, C., Heckhausen, A., Taylor, H., Powell, T., Morishige, C., Young, D., Patterson, H., Robertson, B., Bailey, E., Mermoz, J., 2012. Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. Mar. Pollut. Bull. 64, 445–448. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.11.004.

Hong, S., Lee, J., Lim, S., 2017. Navigational threats by derelict fishing gear to navy ships in the Korean seas. Mar. Pollut. Bull. 119, 100–105. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.04.006.

IBAMA, 1990. Plano de Manejo do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha. Ibama/Funatura.

ICMBIO, 2017. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha - Rocas - São Pedro e São Paulo. ICMBio/MMA.

Imhof, H.K., Sigl, R., Brauer, E., Feyl, S., Giesemann, P., Klink, S., Leupolz, K., Löder, M.G.J., Löschel, L.A., Missun, J., Muszynski, S., Ramsperger, A.F.R.M., Schrank, I., Speck, S., Steibl, S., Trotter, B., Winter, I., Laforsch, C., 2017. Spatial and temporal variation of macro-, meso- and microplastic abundance on a remote coral island of the Maldives , Indian Ocean. Mar. Pollut. Bull. 116, 340–347. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.01.010.

Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., Fillmann, G., 2017. Occurrence and characteristics of microplastics on insular beaches in the Western Tropical Atlantic Ocean. PeerJ Prepr. 1–11. doi:10.7287/peerj.preprints.2901v1.

Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., Fillmann, G., 2014. Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. Water, Air, Soil Pollut. 225, 2–13. doi:10.1007/s11270-014-2004-z.

Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., Barletta, M., Cysneiros, F.J.A., 2013a. Pelagic microplastics around an archipelago of the Equatorial Atlantic. Mar. Pollut. Bull. 75, 305–309. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.07.040.

Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., Silva-Cavalcanti, J.S., Araújo, M.C.B. 2013b. Fernando de Noronha: Um Desafio entre a Preservação do Meio Ambiente e o Desenvolvimento do Turismo. II Congresso internacional de Calidad Ambiental de Playas Turísticas. 316p.

Ivar do Sul, J.A., Spengler, Â., Costa, M.F., 2009. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and

pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1236–1238. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.05.004.

Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* (80-.). 347, 768–771. doi:10.1126/science.1260352.

Juan, B., Ana, C., Omer, C., Muriel, C., E, G.J., Thierry, H., Lionel, J., Bethany, J., Aquilino, M., Christine, P., Jean-paul, V., 2014. Protected areas in the Atlantic facing the hazards of micro-plastic pollution : First diagnosis of three islands in the Canary Current. *Mar. Pollut. Bull.* 80, 302–311. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.12.052.

Kanhai, L.D.K., Officer, R., Lyashevskaya, O., Thompson, R.C., O'Connor, I., 2017. Microplastic abundance , distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 115, 307–314. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.12.025.

Kershaw, P.J., 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: A global assessment. *Rep. Stud. GESAMP*, 90.

Lavers, J.L., Bond, A.L., 2017. Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, 6052–6055. doi:10.1073/pnas.1619818114.

Lavers, J.L., Bond, A.L., 2016. Selectivity of flesh-footed shearwaters for plastic colour: evidence for differential provisioning in adults and fledglings. *Mar. Environ. Res.*, 113, 1–6. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.10.011.

Lavers, J.L., Hodgson, J.C., Clarke, R.H., 2013. Prevalence and composition of marine debris in Brown Booby (*Sula leucogaster*) nests at Ashmore Reef. *Mar. Pollut. Bull.* 77, 320–324. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.09.026.

Law, K.L., More, S.E., Goodwin, D.S., Zettler, E.R., 2014. Distribution of Surface Plastic Debris in the Eastern Pacific Ocean from an 11-Year Data Set. *Environmental Sci. Technol.* 48, 4732–4738. doi: 10.1021/es4053076.

Law, K.L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E.E., Hafner, J., Reddy, C.M., 2010. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science* (80-.). 329, 1185–1188. doi:10.1126/science.1192321

Leite, A.S., Santos, L.L., Costa, Y., Hatje, V., 2014. Influence of proximity to an urban center in the pattern of contamination by marine debris. *Mar. Pollut. Bull.* 81, 242–247. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.01.032.

Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K., Shi, H., 2015. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environ. Pollut.*, 207, 190–195. doi: 10.1016/j.envpol.2015.09.018.

Lima, A.R.A., Barletta, M., Costa, M.F., 2016. Seasonal-Dial Shifts of Ichthyoplankton Assemblages and Plastic Debris around an Equatorial Atlantic Archipelago. *Front. Environ. Sci.* 4, 56. doi:10.3389/fenvs.2016.00056

Lima, E.C.A., Zeppelini, D., 2015. First survey of Collembola (Hexapoda : Entognatha) fauna in soil of Archipelago Fernando de Noronha, Brazil. *Florida Entomol.* 98, 368–369. doi:10.1653/024.098.0161.

Lira, S.M.D.A., Teixeira, I.D.Á., Lima, C.D.M.D., Santos, G.D.S., Leitão, S.N., Schwaborn, R., 2014. Spatial and nycthemeral distribution of the zooneuston off Fernando de Noronha, Brazil. *Braz. J. Oceanogr.* 62(1), 35–45. doi:10.1590/s1679-87592014058206201.

Lucas, Z.O.E., 1992. Monitoring Persistent Litter in the Marine Environment on Sable Island, Nova Scotia. *Mar. Pollut. Bull.* 24, 192–199. doi: 10.1016/0025-326X(92)90529-F.

Lusher, A.L., Tirelli, V., Connor, I.O., Officer, R., 2015. Microplastics in Arctic polar waters : the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Sci. Rep.* 5, 1–9. doi:10.1038/srep14947.

- Maaß, S., Daphi, D., Lehmann, A., Rillig, M.C., 2017. Transport of microplastics by two collembolan species*. *Environ. Pollut.* 225, 456–459. doi: 10.1016/j.envpol.2017.03.009.
- Manso, V.D.A., Menor, E.D.A., Valença, L.M., Neumann, V.H., Pereira, N.S., Junior, C.F.D.S., Silva, E.R.M., 2011. Morfodinâmica de Praias Setentrionais da Ilha de Fernando do Noronha. *Rev. da Gestão Costeira Integr.* 11, 327–339. doi:10.5894/rgci239.
- Martinez-Ribes, L., Basterretxea, G., Palmer, M., Tintoré, J., 2007. Origin and abundance of beach debris in the Balearic Islands. *Sci. Mar.*, 71(2), 305–314.
- Martins, J., Sobral, P., 2011. Plastic marine debris on the Portuguese coastline: A matter of size? *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2649–2653. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.09.028.
- Mason, S.A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D.L., 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent*. 218, 1045–1054. doi: 10.1016/j.envpol.2016.08.056.
- Mohee, R., Mauthoor, S., Bundhoo, Z.M.A., Somaroo, G., Soobhany, N., 2015. Current status of solid waste management in small island developing states: A review. *Waste Manag.* 43, 539–549. doi:10.1016/j.wasman.2015.06.012.
- Mohr, L. V., Castro, J.W.A., Costa, P.M.S., Alves, R.J. V., 2009. ilhas oceânicas brasileiras: da pesquisa ao manejo - volume II, Ilhas Oceânicas Brasileiras: da Pesquisa ao Manejo, volume II.
- Monteiro, R.C.P., Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., *In press*. Plastic Pollution in Islands of the Atlantic Ocean. *Environ. Pollut.*
- Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A., Murakami, M., Zurcher, N., Booyatumanondo, R., Zakaria, M.P., Dung, L.Q., Gordon, M., Miguez, C., Suzuki, S., Moore, C., Karapanagioti, H.K., Weerts, S., McClurg, T., Burres, E., Smith, W., Velkenburg, M. Van, Lang, J.S., Lang, R.C., Laursen, D., Danner, B., Stewardson, N., Thompson, R.C., 2009. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1437–1446. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.06.014.
- Otley, H., Ingham, R., 2003. Marine debris surveys at Volunteer Beach , Falkland Islands , during the summer of 2001/02. *Mar. Pollut. Bull.* 46, 1534–1539. doi:10.1016/S0025-326X(03)00314-X.
- Palacios-Vargas, J.G., Lima, E.C.A., Zeppelini, D., 2013. A New Species of *Isotogastrura* (Collembola : *Isotogastruridae*) from Northeastern Brazil. *Florida Entomol.* 96, 1579–1587. doi: 10.1653/024.096.0442.
- Peters, C. A., Bratton, S. P., 2016. Urbanization is a major influence on microplastic ingestion by sunfish in the Brazos River Basin, Central Texas, USA. *Environ. Pollut.*, 210, 380–387. doi: 10.1016/j.envpol.2016.01.018.
- Petersen, E., Krüger, L., Dezevieski, A., Petry, M., Montone, R.C., 2016. Incidence of plastic debris in Sooty Tern nests: A preliminary study on Trindade Island, a remote area of Brazil. *Mar. Pollut. Bull.*, 105(1), 373–376. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.02.036.
- Pieper, C., Ventura, M.A., Martins, A., Cunha, R.T., 2015. Beach debris in the Azores (NE Atlantic): Faial Island as a first case study. *Mar. Pollut. Bull.* 101, 575–582. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.10.056.
- Ribic, C.A., Sheavly, S.B., Klavitter, J., 2012. Baseline for beached marine debris on Sand Island, Midway Atoll. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 1726–1729. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.04.001.
- Richardson, K., Haynes, D., Talouli, A., Donoghue, M., 2017. Marine pollution originating from purse seine and longline fishing vessel operations in the Western and Central Pacific Ocean, 2003–2015. *Ambio* 46, 190–200. doi:10.1007/s13280-016-0811-8.
- Rochman, C.M., Kross, S.M., Armstrong, J.B., Bogan, M.T., Darling, E.S., Green, S.J., Smyth, A.R., Verissimo, D., 2015. Scientific Evidence Supports a Ban on Microbeads. *Environ. Sci. Technol.* 49, 10759–

10761. doi:10.1021/acs.est.5b03909.

Rodríguez, A., Rodríguez, B., Nazaret Carrasco, M., 2012. High prevalence of parental delivery of plastic debris in Cory's shearwaters (*Calonectris diomedea*). Mar. Pollut. Bull. 64, 2219–2223. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.06.011.

Ryan, P.G., 2008. Seabirds indicate changes in the composition of plastic litter in the Atlantic and south-western Indian Oceans. Mar Pollut Bull 56:1406–1409. doi: doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.05.004.

Ryan, P.G., 1988. Effects of ingested plastic on seabird feeding: Evidence from chickens. Mar. Pollut. Bull. 19, 125–128. doi:10.1016/0025-326X(88)90708-4.

Ryan, P.G., 1987a. The Origin and Fate of Artefacts Stranded on Islands in the African Sector of the Southern Ocean. Environ. Conserv. 14, 341–346. doi:10.1017/S0376892900016854.

Ryan, P.G., 1987b. The incidence and characteristics of plastic particles ingested by seabirds. Mar. Environ. Res. 23, 175–206. doi:10.1016/0141-1136(87)90028-6.

Ryan, P.G., Warkins, B.P., 1988. Accumulation of stranded plastic objects and other artefacts at Inaccessible Island, Central South Atlantic Ocean. South African J. Antart. Res. 18, 11–13.

Serafini, T.Z., França, G.B. De, Andriguetto-filho, J.M., 2010. Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana. Rev. da Gestão Costeira Integr. 10, 281–301.

Scisciolo, T., Mijts, E.N., Becker, T., Eppinga, M.B., 2016. Beach debris on Aruba, Southern Caribbean: Attribution to local land-based and distal marine-based sources. Mar. Pollut. Bull. 106, 49–57.

Shashoua, Y., 2008. Conservation of Plastics: materials science, degradation and preservation. Soares, M.D.O., Paiva, C.C. De, Godoy, T., Silva, M.B., 2011. Atol das Rocas (Atlântico Sul Equatorial): Um caso de Lixo Marinho em Áreas Remotas. Rev. Gestão Costeira Integr. 11, 149–152. doi:10.5894/rgci233.

Stramma, L., England, M., 1999. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. J. Geophys. Res. Ocean. 104, 20863–20883. doi: 10.1029/1999JC900139.

Tchamabi, C.C., Araujo, M., Silva, M., Bourlès, B., 2017. A study of the Brazilian Fernando de Noronha island and Rocas atoll wakes in the tropical Atlantic. Ocean Model. 111, 9–18 doi: doi.org/10.1016/j.ocemod.2016.12.009.

Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? Science (80-.). 304, 838–838. doi:10.1126/science.1094559.

Thompson, R.C., Swan, S.H., Moore, C.J., Saal, F.S., 2009. Our plastic age. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci. 364, 1973–1976. doi:10.1098/rstb.2009.0054.

Turra, A., Manzano, A.B., Dias, R.J.S., Mahiques, M.M., Barbosa, L., Balthazar-Silva, D., Moreira, F.T., 2014. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. Sci. Rep. 4, 4435. doi:10.1038/srep04435.

UNEP, 2016. Marine Plastic Debris and Microplastics – Global Lessons and Research to Inspire Action and Guide Policy Change. Nairobi.

Unger, A., Harrison, N., 2015. Fisheries as a source of marine debris on beaches in the United Kingdom. Mar. Pollut. Bull. 107, 52–58. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.04.024.

Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. Environ. Pollut. 193, 65–70. doi:10.1016/j.envpol.2014.06.010.

- Verlis, K.M., Campbell, M.L., Wilson, S.P., 2014. Marine debris is selected as nesting material by the Brown Booby (*Sula leucogaster*) within the Swain Reefs, Great Barrier Reef, Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 87, 180–190. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.07.060.
- Vlietstra, L.S., Parga, J.A., 2002. Long-term changes in the type, but not amount, of ingested plastic particles in short-tailed shearwaters in the southeastern Bering Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 945–955. doi:10.1016/S0025-326X(02)00130-3.
- Walker, T.R., Reid, K., Arnould, J.P.Y., Croxall, J.P., 1997. Marine Debris Surveys at Bird Island, South Georgia 1990-1995. *Mar. Pollut. Bull.* 34, 61–65. doi: 10.1016/S0025-326X(96)00053-7.
- Waluda, C., Staniland, I., 2013. Entanglement of Antarctic fur seals at Bird Island, South Georgia. *Mar. Pollut. Bull.* 74, 244–252. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.06.050.
- Williams, A., Micallef, A., 2011. Beach management: Principles and practice. Routledge. doi: 10.4324/9781849770033.
- Woodall, L.C., Robinson, L.F., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E., Paterson, G.L.J., 2015. Deep-sea litter: a comparison of seamounts, banks and a ridge in the Atlantic and Indian Oceans reveals both environmental and anthropogenic factors impact accumulation and composition. *Front. Mar. Sci.* 2, 1–10. doi:10.3389/fmars.2015.00003.
- Wright, S.L., Rowe, D., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013a. Correspondences Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Curr. Biol.* 23, 1031–1033. doi:10.1016/j.cub.2013.10.068.
- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013b. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environ. Pollut.* 178, 483–492. doi: 10.1016/j.envpol.2013.02.031.
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Ivar do Sul, J.A., Corcoran, P.L., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Edgeworth, M., Gałuszka, A., Jeandel, C., Leinfelder, R., 2016. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene* 13, 4–17. doi: 10.1016/j.ancene.2016.01.002.
- Zettler, E.R., Mincer, T.J., Amaral-Zettler, L.A., 2013. Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7137–7146. doi: 10.1021/es401288x.

APÊNDICES

Appendix 1: Table S01. Quantity in number of macroplastics found in the islands of the Atlantic Ocean basin and Caribbean Sea.

Type	Island	Size	Local	Methodology	Main focus	Authors
Macroplastic	Aruba	>25; 2-25 mm	Sand	0-15 and 15- m (transect) and 2500cm ² (high tide line)	Description of beach debris on windward (ww) and leeward (lw) beaches	Scisciolo et al. (2016)
	Faial	2-30 cm	Sand	10x10 m transect	Survey of accumulation of marine debris on beaches	Pieper et al. (2015)
	Bonaire	>5 cm	Sand	5-100 m (transect)	Description of beach debris in ww and lw beaches	Debrot et al. (2013)
	Iceland, Dominica, Falkland, Ascension, Iceland, Faeroe and La Gomera	Uninformed	Sand	Windward shores, 200x4 m area	Quantify the number of biofouled plastic debris	Barnes and Milner (2005)
	Falklands	Uninformed	Sand	Three visits during low tide	Survey of accumulation of marine debris	Otley and Ingham (2003)
	Candlemas, South Georgia and Saunders	Uninformed	Sand	Survey in the shoreline	Description and accumulation of marine debris	Convey et al. (2002)
	Curaçao	>1 cm	Sand	8.5-150 m (transect)	Description of marine debris on ww and lw beaches	Debrot et al. (1999)
	Bird	Uninformed	Sand	Survey the beach (1990-1995)	Survey of accumulation of marine debris	Walker et al. (1997)
	Dominica and Saint Lucia	>1-2 cm	Sand	4x5 m (transect)	Description of marine debris on ww and lw beaches	Corbin and Singh (1993)
	Sable	Uninformed	Sand	6x500 m in length	Survey of accumulation of marine debris	Lucas (1992)
	Inaccessible	>10 mm	Boulder	survey the entire length of the beach.	Survey of accumulation of marine debris	Ryan and Warkins (1988)
	Inaccessible, Tristan da Cunha and Gough	>10 mm	Boulder	survey the entire length of the beach.	Description of marine debris	Ryan (1987)
Microplastic	Fernando de Noronha, Abrolhos and Trindade	<5 mm	Sand	900 cm ² in the strandline	Description of microplastics on ww and lw beaches	Ivar do Sul et al. (2017)
	São Pedro e São Paulo	>5; <5 mm	Water	Plankton net (300µm)	Determine the concentrations of microplastics in archipelago associated with ichthyoplankton	Lima et al. (2016)
	Fernando de Noronha, Abrolhos and Trindade	<5 mm	Water	Manta trawl net (300µm)	To verify the concentration of microplastics in three islands of Western Atlantic Ocean	Ivar do Sul et al. (2014)
	Lanzarote, La Graciosa and Fuerteventura	<5 mm	Sand	250000 cm ² (high tide line)	To verify the concentration of microplastics on ww and lw beaches	Juan et al. (2014)
	São Pedro e São Paulo	<5 mm	Water	Plankton net (300µm)	Determine the concentrations of microplastics in three distances around of archipelago	Ivar do Sul et al. (2013)
	Fuerteventura, Barbados and St. Helena	Uninformed	Sand	Sampling at the high tide line	Analyze the concentration of pops in pellets	Heskett et al. (2012)
	Fernando de Noronha	2-100 mm	Sand	900 cm ² (strandline)	Description of marine debris on ww and lw beaches	Ivar do Sul et al. (2009)
	Sable Is.	Uninformed	Sand	survey the entire length of the beach	Description of plastic debris	Lucas (1992)
	Tristan da Cunha	Uninformed	Sand	survey the entire length of the beach	Description of plastic debris	Ryan (1987)
	Bermuda and Sable	1-5 mm	Sand	Sampling at the high tide line	Description of virgin plastic pellets on beaches	Gregory (1983)

Appendix 2: Table S02. Macro- and microplastic articles found for the Atlantic Ocean basin and the Caribbean Sea.

Type	Island	Size	Local	Methodology	Main focus	Authors
Macroplastic	Aruba	>25; 2-25 mm	Sand	0-15 and 15- m (transect) and 2500cm ² (high tide line)	Description of beach debris on windward (ww) and leeward (lw) beaches	Scisciolo et al. (2016)
	Faial	2-30 cm	Sand	10x10 m transect	Survey of accumulation of marine debris on beaches	Pieper et al. (2015)
	Bonaire	>5 cm	Sand	5-100 m (transect)	Description of beach debris in ww and lw beaches	Debrot et al. (2013)
	Iceland, Dominica, Falkland, Ascension, Iceland, Faeroe and La Gomera	Uninformed	Sand	Windward shores, 200x4 m area	Quantify the number of biofouled plastic debris	Barnes and Milner (2005)
	Falklands	Uninformed	Sand	Three visits during low tide	Survey of accumulation of marine debris	Otley and Ingham (2003)
	Candlemas, South Georgia and Saunders	Uninformed	Sand	Survey in the shoreline	Description and accumulation of marine debris	Convey et al. (2002)
	Curaçao	>1 cm	Sand	8.5-150 m (transect)	Description of marine debris on ww and lw beaches	Debrot et al. (1999)
	Bird	Uninformed	Sand	Survey the beach (1990-1995)	Survey of accumulation of marine debris	Walker et al. (1997)
	Dominica and Saint Lucia	>1-2 cm	Sand	4x5 m (transect)	Description of marine debris on ww and lw beaches	Corbin and Singh (1993)
	Sable	Uninformed	Sand	6x500 m in length	Survey of accumulation of marine debris	Lucas (1992)
	Inaccessible	>10 mm	Boulder	survey the entire length of the beach.	Survey of accumulation of marine debris	Ryan and Warkins (1988)
	Inaccessible, Tristan da Cunha and Gough	>10 mm	Boulder	survey the entire length of the beach.	Description of marine debris	Ryan (1987)
Microplastic	Fernando de Noronha, Abrolhos and Trindade	<5 mm	Sand	900 cm ² in the strandline	Description of microplastics on ww and lw beaches	Ivar do Sul et al. (2017)
	São Pedro e São Paulo	>5; <5 mm	Water	Plankton net (300µm)	Determine the concentrations of microplastics in archipelago associated with ichthyoplankton	Lima et al. (2016)
	Fernando de Noronha, Abrolhos and Trindade	<5 mm	Water	Manta trawl net (300µm)	To verify the concentration of microplastics in three islands of Western Atlantic Ocean	Ivar do Sul et al. (2014)
	Lanzarote, La Graciosa and Fuerteventura	<5 mm	Sand	250000 cm ² (high tide line)	To verify the concentration of microplastics on ww and lw beaches	Juan et al. (2014)
	São Pedro e São Paulo	<5 mm	Water	Plankton net (300µm)	Determine the concentrations of microplastics in three distances around of archipelago	Ivar do Sul et al. (2013)
	Fuerteventura, Barbados and St. Helena	Uninformed	Sand	Sampling at the high tide line	Analyze the concentration of pops in pellets	Heskett et al. (2012)
	Fernando de Noronha	2-100 mm	Sand	900 cm ² (strandline)	Description of marine debris on ww and lw beaches	Ivar do Sul et al. (2009)
	Sable Is.	Uninformed	Sand	survey the entire length of the beach	Description of plastic debris	Lucas (1992)
	Tristan da Cunha	Uninformed	Sand	survey the entire length of the beach	Description of plastic debris	Ryan (1987)
	Bermuda and Sable	1-5 mm	Sand	Sampling at the high tide line	Description of virgin plastic pellets on beaches	Gregory (1983)