



CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM PRAIAS ARENOSAS NO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Ariane da Silva Oliveira^{1}, Leonardo Lopes Costa¹, Juliano Silva Lima², Igor David da Costa³,
Phillipe Mota Machado⁴ & Ilana Rosental Zalmon¹*

¹ Universidade Estadual do Norte Fluminense, Laboratório de Ciências Ambientais, Av. Alberto Lamego, 2000, CEP: 28013-600, Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil.

² Instituto Federal de Sergipe, Campus Nossa Senhora da Glória, Departamento de Biologia, Rodovia SE-230, s/n, CEP: 49680-000, Nossa Senhora da Glória, SE, Brasil.

³ Universidade Federal Fluminense, Departamento de Biologia, Av. João Jasbick, s/n, CEP: 28470-000, Santo Antônio de Pádua, RJ, Brasil.

⁴ Universidade Federal do Espírito Santo, Departamento de Biologia, Centro de Ciências Exatas, Naturais e da Saúde, Alto Universitário, s/n, CEP: 29500-000, Alegre, ES, Brasil.

E-mails: arianee_silvaa@hotmail.com (*autor correspondente); costa.ecomar@gmail.com; julianobios@yahoo.com.br; igorbiologia@yahoo.com.br; phillipemmachado@gmail.com; irzalmon@gmail.com

Resumo: A presença e persistência de microplásticos (MPs) no ambiente marinho causam diversos impactos ambientais, sociais e econômicos. Esta revisão identificou lacunas, avaliou o cenário atual de estudos com MPs em praias arenosas do Brasil e elencou as metodologias aplicadas para análise desse material. Em escala global, as publicações sobre MPs são datadas a partir de 1974, porém no Brasil, o primeiro artigo foi publicado em 2009. Os compartimentos da praia com maior número de estudos sobre MPs foram o sedimento (76%), seguido da água (12%) e biota (12%). Os estudos revisados evidenciam que as principais fontes de MPs são turismo, pesca e descarga de rios, enquanto a ação das ondas e ventos contribui para dispersão dessas partículas para praias menos urbanizadas. A identificação dos padrões e processos da contaminação de praias brasileiras por MPs esbarra em incongruências metodológicas, como a falta de padronização das unidades de medida e métodos de coleta. Ainda, os efeitos ecológicos da incorporação dos MPs pela biota têm sido pouco abordados na costa brasileira. Incentivamos a elaboração de protocolos de amostragem em escala nacional e avaliação dos efeitos da ingestão de MPs em diferentes níveis biológicos. Dessa forma, será possível traçar estratégias de mitigação favorecendo a conservação dos sistemas bióticos das praias arenosas.

Palavras-chave: impactos; litoral brasileiro; plástico; lixo marinho; resíduo sólido.

CONTAMINATION BY MICROPLASTICS ON SANDY BEACHES OF BRAZIL: A QUALITATIVE REVIEW: The presence and persistence of microplastics (MPs) in the marine environment causes several environmental, social and economic impacts. This review identified gaps, evaluated the current scenario of studies with PMs on sandy beaches in Brazil and listed the methodologies applied to analyze this material. On a global scale, publications on PMs date from 1974, but in Brazil, the first article was published in 2009. The beach compartments with the highest number of studies on PMs were sediment (76%), followed by water (12%) and biota (12%). The reviewed studies show that the main sources of PMs are tourism, fishing and river discharge, while the action of waves and winds contributes to the dispersion of these particles

to less urbanized beaches. The identification of patterns and processes of contamination of Brazilian beaches by PMs comes up against methodological inconsistencies, such as the lack of standardization of measurement units and collection methods. Still, the ecological effects of the incorporation of PMs by the biota have been little discussed on the Brazilian coast. We encourage the development of sampling protocols on a national scale and assessment of the effects of PM ingestion at different biological levels. In this way, it will be possible to outline mitigation strategies favoring the conservation of sandy beaches biotic systems.

Keywords: impacts; Brazilian coast; plastic; marine litter; solid waste.

INTRODUÇÃO

A constante presença de plástico nos ecossistemas marinhos é um desafio para o gerenciamento costeiro (Mason *et al.* 2016, Au *et al.* 2017). A resistência à degradação por microrganismos mantém o plástico no meio ambiente por milhares de anos (Yoshida, 2016), é comum o mesmo ser ingerido por diversos organismos de praia, causando potenciais efeitos deletérios (Santos *et al.* 2021). Apesar dos danos ambientais, aproximadamente 400 milhões de toneladas de plásticos ainda são produzidos no mundo a cada ano e menos de 10% são reciclados (Atlas do Plástico, 2020).

Os microplásticos (MPs) são partículas plásticas com tamanhos inferiores a 5 mm e são atualmente os poluentes mais abundantes no mar, ocorrendo desde as praias até o mar profundo (Lusher *et al.* 2013, Eriksen *et al.* 2014). Essas partículas podem ser encontradas como MPs primários (i), que são usados em processos industriais, como grânulos plásticos e abrasivos encontrados em cosméticos e esfoliantes faciais e MPs secundários (ii), que resultam da fragmentação de plásticos maiores (Auta *et al.* 2017). Esta fragmentação pode ocorrer por fotodegradação, contato com o sal e ação de ondas, processos que são intensificados em ambientes com alta erosão, como as praias arenosas. As principais fontes marinhas de MPs, incluindo navegação, pesca e transporte marítimo (Andrady, 2011), contribuem com aproximadamente 10% da poluição por plásticos nas praias, via redes e equipamentos de pesca abandonados nos oceanos. As fontes terrestres são mais frequentes (~90%), incluindo turismo e insumos industriais consumidos por banhistas e advindos das atividades nas margens dos rios (Horsman, 1982, Derraik, 2002, Browne *et al.*

2010). Apesar de sua origem, os MPs permeiam por todos os ambientes, ameaçando espécies de diversos grupos taxonômicos e níveis tróficos.

Devido ao reduzido tamanho, os MPs são facilmente disponibilizados para a fauna marinha, podendo ser consumido por organismos desde o plâncton até vertebrados de grande porte (Cole *et al.* 2013, Ferreira *et al.* 2016, Auta *et al.* 2017). Além da biota, o sedimento de praia pode atuar como depósito de MPs, sendo indicado como o principal compartimento para analisar a dinâmica de deposição de resíduos em escala temporal e espacial (Castro *et al.* 2018, Serra Gonçalves *et al.* 2019). A contaminação do sedimento é influenciada por processos oceanográficos e meteorológicos, como marés, ondas e ventos que carregam MPs a partir de múltiplas fontes (Turra *et al.* 2014, Castro *et al.* 2018), assim como pela facilidade de acesso às praias, urbanização e atividades recreativas (Jeyasanta *et al.* 2020), que fomentam o turismo e o descarte inadequado de lixo diretamente na areia.

No Brasil, a produção de resíduos plásticos está em constante aumento. De 11,3 milhões de toneladas geradas por ano, apenas 1,3% são recicladas (Abrelpe, 2019). De acordo com a WWF (2018), o Brasil é o quarto maior produtor de lixo plástico no mundo, estando atrás apenas dos Estados Unidos, China e Índia. No Brasil, 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos são produzidos por ano, dos quais 6,3 milhões não são coletados (Abrelpe, 2019).

O Brasil é o maior país da América Latina, com mais de 8.000 km de costa no Oceano Atlântico Ocidental (Di Benedetto & Oliveira, 2019). O país possui 27 estados, sendo 17 costeiros, e aproximadamente 70% da população brasileira ocupa regiões costeiras densamente povoadas (IBGE, 2018), atuando como geradoras de toneladas de resíduos sólidos (Buenrostro

& Bocco, 2003, Sharholly *et al.* 2007). Dados da Unesco (2021) revelam que a zona costeira fornece alimentos e condições de vida para três bilhões de pessoas, são responsáveis por 30 milhões de empregos diretos e geram uma riqueza de US\$ 3 trilhões anuais. Estudo realizado por Luger (1993) evidenciou que a zona costeira pode representar mais de 50% de toda a atividade econômica dos estados e províncias litorâneas. O período de expansão econômica do país, a partir do ano 2000, associado à intensa ocupação costeira, aumentou o consumo da população e a geração de plásticos que são descartados inadequadamente no ambiente (Di Benedetto *et al.* 2017).

O ambiente praias, interface entre o supralitoral (zona permanentemente seca) e sistemas aquáticos, é o primeiro acesso ao oceano e aos estuários, possui fácil logística de coleta de dados e constitui um sistema socioecológico de grande importância (Defeo *et al.* 2021). Diversos estudos já demonstraram que a poluição das praias por resíduos sólidos gera impactos negativos, tanto econômicos, como pela evasão de turistas (Krelling *et al.* 2017), quanto ecológicos, como a mortalidade de indivíduos que ingerem MP (Murray & Cowie, 2011, Schuyler *et al.* 2013, Baulch & Perry, 2014, Iannilli *et al.* 2018, Costa *et al.* 2019, Horn *et al.* 2020). Publicações referentes aos MPs nos oceanos aumentaram nas últimas décadas (Barboza & Gimenez, 2015, GESAMP, 2015) e revisões têm sido realizadas em todo o mundo (Wright *et al.* 2013, Ivar do Sul & Costa, 2014, Barboza & Gimenez, 2015), evidenciando o apelo econômico, social, ambiental e científico associado ao tema. Castro *et al.* (2018) identificaram a presença de MPs em diversos ecossistemas aquáticos brasileiros e descreveram as lacunas a serem preenchidas em relação a tais elementos nos compartimentos bióticos e abióticos afetados. Esta revisão caracteriza os estudos de contaminação por MPs no sedimento, água e biota, especificamente em praias arenosas do Brasil (2009-2021), por meio de uma compilação de artigos científicos revisados por pares. Nesse sentido, pretende-se avaliar o cenário atual das publicações científicas relacionadas aos MPs em praias brasileiras para identificar lacunas de informações e demandas atuais de pesquisa no país, assim como elencar as metodologias aplicadas para análise desse material e suas limitações.

METODOLOGIA

Uma revisão sistemática foi realizada, incluindo artigos científicos revisados por pares relacionados à contaminação por MPs em praias arenosas (zona de surfe: até 100m de distância da linha d'água, entremarés e supralitoral) e seus compartimentos (água, biota e sedimento). Buscas ativas de artigos foram realizadas nas bases *Scopus*, *Google Scholar*, *Scielo* e *Web of Science*, desde o ano em que se iniciaram as publicações sobre essa temática (1974) até 2021. Dados oriundos de literatura cinza (*i.e.*, monografias, dissertações, teses, capítulos, resumos de congressos e relatórios técnicos) não foram considerados neste estudo. A busca ativa dos artigos foi realizada de outubro de 2020 a dezembro de 2021. Também foram incluídos artigos científicos não identificados na busca ativa, mas que constavam nas referências dos trabalhos recuperados das bases científicas e em revisão recente sobre o assunto (e.g. Castro *et al.* 2018). A busca ocorreu com uso de palavras-chave em inglês presente no título (Tabela 1), pois a maioria dos artigos de revistas científicas indexadas é publicada neste idioma.

A revisão resultou em 695 artigos científicos identificados em âmbito global, dentre os quais, 306 foram triados (Tabela 1). Os demais artigos (n = 389) não foram considerados por não serem conduzidos no Brasil, não estarem diretamente relacionados ao tema, considerarem espécies não-residentes de praias arenosas (e.g. aves, tartarugas e cetáceos) ou por serem artigos já recuperados em bases anteriores (duplicados). Dos 306 artigos triados, um total de 34 artigos sobre MPs foi conduzido em praias arenosas brasileiras e atendeu os demais critérios para serem incluídos na revisão (Figura 1).

As seguintes informações foram extraídas de cada artigo incluso no banco de dados: 1) ano de publicação, 2) área de estudo, 3) objetivo(s), 4) método de amostragem e análise, 5) compartimento de coleta dos MPs (biota, sedimento ou água) e 6) principais resultados. O número de artigos em cada compartimento foi expresso em valores percentuais. A concentração de MPs não foi reportada devido à incongruências metodológicas e utilização de diferentes unidades de medida entre os estudos, o que inviabiliza cálculos realistas e a implementação de meta-

Tabela 1. Lista de palavras-chave em inglês (presentes no título) utilizadas para busca ativa de artigos nas bases científicas. A mesma combinação de palavras foi utilizada para buscar artigos no mundo, porém, sem o acréscimo da palavra “Brazil”. Apenas estudos elaborados com base em amostragem na costa brasileira foram considerados nesta tabela. O número total de artigos encontrados ultrapassa a quantidade utilizada na revisão (n= 34) por conta dos trabalhos duplicados.

Table 1. List of keywords in English (present in the title) used for active search of articles in scientific databases. The same combination of words was used to search for articles in the world, however, without the addition of the word “Brazil”. Only studies based on sampling on the Brazilian coast were considered in this table. The total number of articles found exceeds the amount used in the review (n= 34) due to duplicated works.

Combinação de palavras	Número de artigos
Microplastic and beach and Brazil	2
Microplastic and coast and Brazil	0
Microplastic and coastal and Brazil	3
Microplastic and sandy beach and Brazil	0
Microplastic and shore and Brazil	0
Microplastics and beach and Brazil	10
Microplastic and beaches and Brazil	2
Plastic and coastal and Brazil	1
Plastic and beach and Brazil	11
Plastic and sandy beach and Brazil	0
Plastic and coast and Brazil	3
Marine debris and coastal and Brazil	4
Marine debris and beach and Brazil	9
Marine litter and beach and Brazil	5
Marine litter and coast and Brazil	2
Pellet and beach and Brazil	4
Pellet and sandy beach and Brazil	0
Pellet and coast and Brazil	2
Pellet and coastal and Brazil	3
Pellet and shore and Brazil	0
Fiber and beach and Brazil	0
Fiber and shore and Brazil	0
Fiber and coast and Brazil	0
Microfiber and beach and Brazil	0
Microfiber and shore and Brazil	0
Microfiber and coast and Brazil	0
Total	61

análises quantitativas. A variação na quantidade dos artigos entre 1974 e 2021, em âmbito global e nacional 2009 e 2021, foi analisada por análise de regressão exponencial e linear respectivamente, com auxílio do programa R (R Core Team, 2021). Artigos globais e nacionais foram divididos em dois intervalos de tempo diferentes: 1974 a 2021 para os globais, e 2009 a 2021 para os nacionais; o ano de 1974 é o marco inicial das publicações

globais sobre MPs em praias arenosas, e 2009 foi o ano da primeira publicação no Brasil.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização de estudos sobre a contaminação global e brasileira por MPs

A compilação dos artigos sobre a contaminação por MPs em praias arenosas no mundo nas cinco bases de dados (n = 306) indicou crescimento

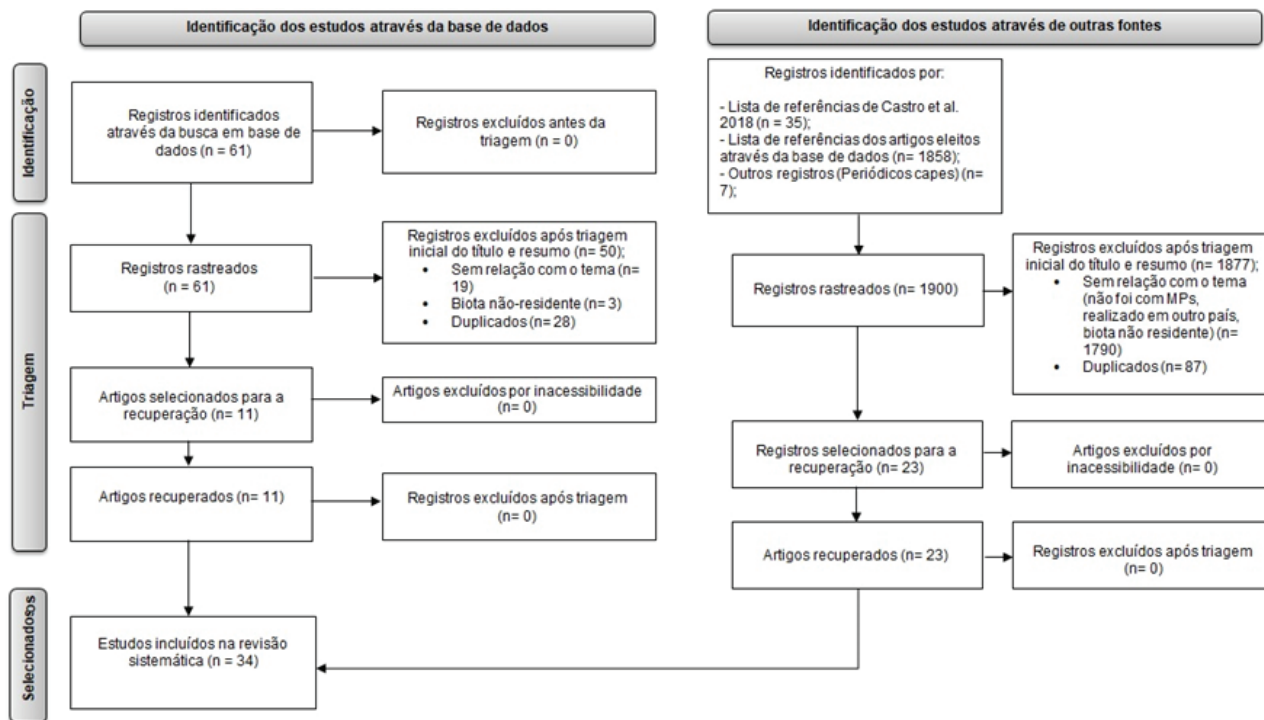


Figura 1. Fluxograma descrevendo o protocolo de busca dos artigos científicos considerados na revisão sistemática da literatura. Apenas artigos elaborados com base em amostragem na costa brasileira foram considerados nesse fluxograma.

Figure 1. Flowchart describing the search protocol for scientific articles considered in the systematic literature review. Only articles prepared based on sampling on the Brazilian coast were considered in this flowchart.

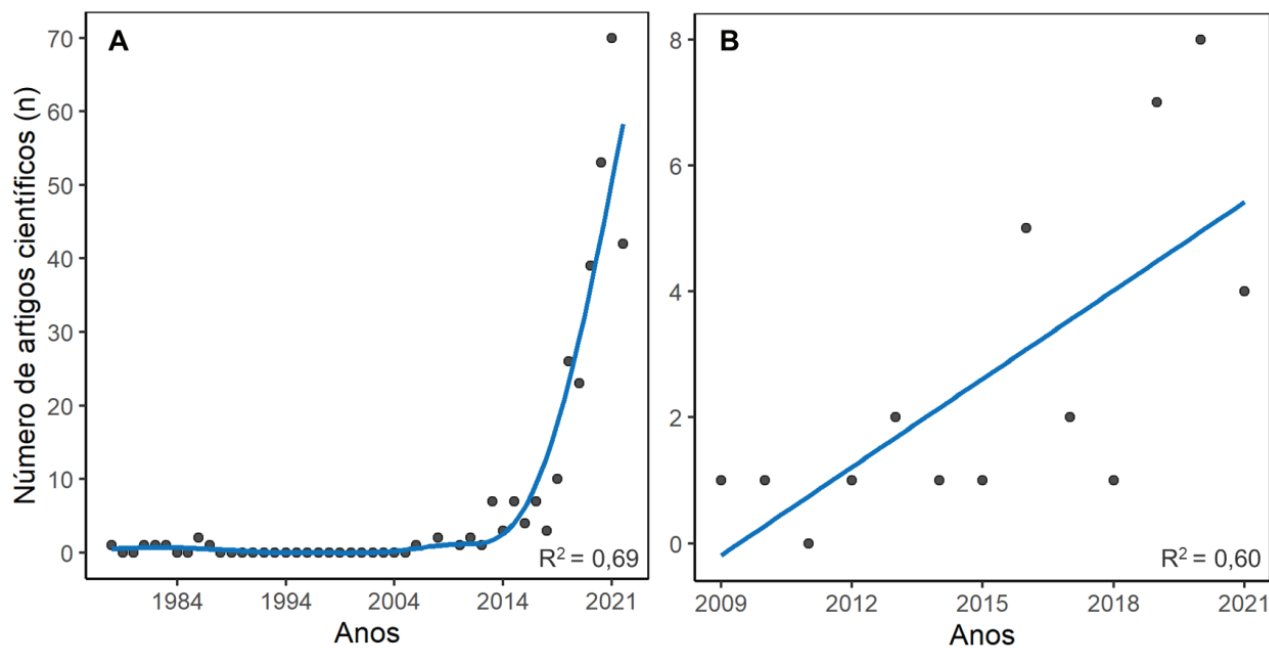


Figura 2. Número de artigos publicados no mundo (A) e no Brasil (B) sobre microplásticos em praias arenosas entre 1974 e 2021(A) e 2009-2021 (B).

Figure 2. Number of articles published in the world (A) and in Brazil (B) on microplastics in sandy beaches between 1974 and 2021(A) and 2009-2021 (B).

exponencial de publicações (Figura 2A), com primeiro registro ocorrendo em 1974, e o maior número de artigos publicados em 2020 ($n = 70$). No Brasil (Figura 2B), observa-se um crescimento linear de publicações nessa temática, com o maior número de estudos ocorrendo em 2020 ($n = 8$). Ivar do Sul & Costa (2014) revisaram 101 artigos realizados no mundo sobre MPs em diversos ecossistemas marinhos, e observaram que mais de 60% foram publicados a partir de 2009, reiterando o aumento do interesse global sobre o tema a partir do século XXI.

Apesar da relevância de estudos sobre MPs para analisar impactos antrópicos em praias arenosas, apenas 55 (38%) dos 145 países com faixa litorânea têm se dedicado ao tema. Os 10 países que mais publicaram nessa temática são responsáveis por 66% da produção científica sobre MPs em praias arenosas (Figura 3A). Considerando o número de publicações por país, a China ($n = 42$; 13,7%) apresenta o maior número, seguida pelo Brasil ($n = 34$; 11,1%), Índia ($n = 34$; 11,1%), Estados Unidos ($n = 33$; 10,8%), Espanha ($n = 12$; 3,9%), Itália ($n = 11$; 3,6%), Reino Unido ($n = 11$; 3,6%), África do Sul ($n = 10$; 3,2%), Alemanha ($n = 8$; 2,6%) e Indonésia ($n = 8$; 2,6%). A posição de destaque do Brasil na produção de artigos científicos sobre a MPs está de acordo

com revisões atuais que apontam o país como um dos principais contribuintes para a ciência no âmbito da ecologia de praias arenosas (Nel *et al.* 2014, Costa *et al.* 2020).

No Brasil, a distribuição geográfica dos estudos demonstra que a maior parte se concentra nas regiões Sudeste e Nordeste (Figura 3B). Os estados de São Paulo ($n = 10$; 29,5%), Rio de Janeiro ($n = 6$; 17,6%) e Pernambuco ($n = 6$; 17,6%) contemplam o maior número de publicações, seguidos por Ceará ($n = 3$; 8,8%), Santa Catarina ($n = 3$; 8,8%) e Bahia ($n = 2$; 5,9%). Maranhão, Pará, Paraná e Sergipe apresentaram somente uma publicação cada (11,8%).

Dos 17 estados litorâneos do Brasil, sete (41%) não possuem estudos sobre MPs em praias arenosas. Tal discrepância e concentração de estudos em determinados estados litorâneos são reflexos de uma maior concentração de grupos de estudo voltada para essa temática no Sudeste e Nordeste, assim como os diferentes aportes financeiros recebidos pelas instituições. As principais instituições que publicam artigos sobre MPs em ambiente marinho são a Universidade de São Paulo (USP), Universidade Federal Fluminense (UFF) e Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Em nível nacional e global, o sedimento

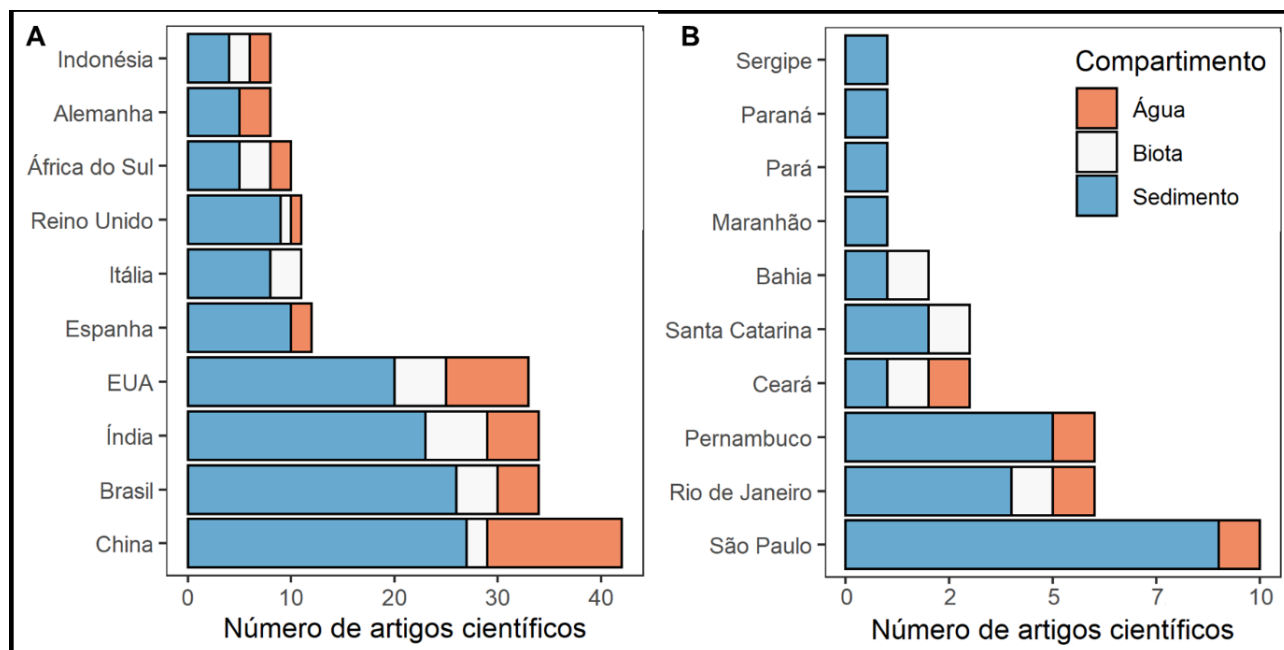


Figura 3. Distribuição de artigos por compartimento de coleta no mundo (1974-2021) (A) e no Brasil (2009-2021) (B) com foco em microplásticos em praias arenosas.

Figure 3. Distribution of articles by collection compartment in the world (1974-2021) (A) and in Brazil (2009-2021) (B) focusing on microplastics on sandy beaches.

($n_{\text{nacional}} = 26$; 76%, $n_{\text{global}} = 196$; 72%) correspondeu ao compartimento ambiental mais estudado, seguido pela água ($n_{\text{nacional}} = 4$; 12%, $n_{\text{global}} = 47$; 17%) e biota ($n_{\text{nacional}} = 4$; 12%, $n_{\text{global}} = 29$; 11%) (Figura 3). A quantificação de MPs nos diferentes compartimentos abióticos fornece indícios da biodisponibilidade deste material e, portanto, do risco de ingestão por organismos. Assim como outros contaminantes, o MP pode ser incorporado via transferência trófica, culminando em biomagnificação por consumidores de maior nível trófico (Wright *et al.* 2013).

O sedimento é o compartimento abiótico mais analisado no Brasil e no mundo por possuir fácil acesso e não requerer técnicas de amostragem e recuperação de MPs complexas. Assim como nas amostras coletadas na água, as unidades de medida utilizadas para estimar a concentração de microplásticos no sedimento são diversas, dificultando análises comparativas (Mai *et al.* 2018).

Microplásticos no sedimento de praias no Brasil

Um total de 26 artigos sobre MPs no sedimento de praias foi identificado no Brasil. Fragmentos plásticos foram o morfotipo predominante, sendo que a maioria dos artigos não discrimina sua consistência (rígidos ou flexíveis) (Auta *et al.* 2017). O processo de fragmentação dos plásticos é acelerado no sedimento das praias por conta da fotodegradação, contato com o sal (Andrady, 2011) e, na zona de espraiamento, pela ação das ondas (Efimova *et al.* 2018).

Os MPs são encontrados no sedimento das praias independentemente do nível de urbanização e turismo (Andrady 2011). Os resultados obtidos por Andrades *et al.* (2020), por exemplo, indicam que a proximidade a estuários pode ter maior influência na acumulação de lixo nas praias do que a urbanização. Em Fernando de Noronha (PE), uma ilha conhecida pelo controle do turismo e conservação das praias inseridas em duas áreas de conservação ambiental, Ivar do Sul *et al.* (2009) identificaram a ocorrência de MPs em 13 das 15 praias analisadas. Segundo as autoras, os MPs chegam nessas praias por meio das correntes de superfície e ação dos ventos. As praias de Fernando de Noronha mais expostas às correntes e ao vento apresentaram partículas de

MPs e também de macroplástico (> 2,5cm) maior do que as menos expostas (Carvalho *et al.* 2021, Grillo e Mello 2021). Ressalta-se que a variação temporal na distribuição de MPs nas praias e a influência de fatores como ondas e marés nos processos de deposição e retirada em curto-prazo destes resíduos ainda são pouco compreendidos, inclusive no Brasil (Carvalho *et al.* 2021).

A predominância de determinados morfotipos de MPs em diferentes praias está relacionada às principais atividades antropogênicas locais. Em praias com maiores atividades turísticas e recreativas espera-se o predomínio de fragmentos com origem de embalagem de alimentos e bitucas de cigarro, descartados diretamente no sedimento por visitantes. As praias próximas às indústrias e portos são mais suscetíveis à deposição de grânulos, visto que navios transportam esse material feito de poliestireno (Turra *et al.* 2014). Já em praias próximas a rios e com intensa atividade pesqueira tendem predominar fibras sintéticas, oriundas principalmente de efluentes domésticos, com destaque para as águas residuais de máquinas de lavar e apetrechos de pesca (Sillanpää & Sainio, 2017).

Costa *et al.* (2010) identificaram, na Praia de Boa Viagem (PE), fragmentos rígidos (< 1mm) como o morfotipo de MPs mais abundantes (97%), enquanto grânulos plásticos (1mm) representaram apenas 3%. A grande quantidade de fragmentos e a localização da praia próxima a centros urbanos indicam o turismo como a principal causa da poluição, apesar da influência do Porto de Suape. Em contrapartida, Turra *et al.* (2014) investigaram a abundância de MPs nos sedimentos das praias de Santos (SP) e encontraram grânulos plásticos na maioria das praias, em estratos sedimentares de até dois metros, diminuindo da superfície para 1m, e variando ao longo da costa. Os autores apontaram como principal fonte o descarte acidental a partir de navios que transportam esse material próximo à área de amostragem.

Martinelli & Monteiro (2019), ao estimarem a abundância e distribuição de MPs na Praia de Corvina (PA), verificaram a ocorrência desse poluente em diferentes morfotipos (*e.g.*, grânulos, fragmentos e fibras) presente em todas as amostras. Os morfotipos encontrados são semelhantes àqueles encontrados em praias no Sudeste do Brasil (Turra *et al.* 2014, Moreira *et al.*

2016), que relacionaram a presença dos MPs a áreas com atividades turísticas e falta de tratamento de esgoto. Marin *et al.* (2019) observaram que o poliestireno granulado também foi o MP mais comum em 25 praias de 11 municípios de Santa Catarina, e os autores argumentam que as fontes desse poliestireno granulado estão relacionadas às atividades de pesca e turismo.

Além das atividades turísticas, a pesca é uma importante fonte de poluição para o ambiente marinho, junto com rios que ajudam a dispersar os resíduos (Andrades *et al.* 2020). Baptista *et al.* (2019) verificaram que as fibras sintéticas representaram quase 50% dos MPs em praias no Rio de Janeiro. Os autores relacionaram a presença das fibras ao descarte inadequado e à perda de apetrechos de pesca (*e.g.*, linhas e redes), comuns na região. Em um estudo realizado por Costa *et al.* (2019) na Praia de Grussaí (RJ), observou-se que os MPs no sedimento eram tipicamente microfibras pretas (~ 49%) e azuis (~ 45%) em proporções similares. Provavelmente, essas fibras foram oriundas de efluentes domésticos que desaguam no Rio Paraíba do Sul. Ressalta-se que as microfibras, assim como outros MPs, podem ser transportadas por ventos e correntes, resultando em alta variabilidade nos padrões de deposição em curto prazo e em falta de relação clara do nível de contaminação com atividades de pesca e proximidade a grandes rios (Welden e Cowie 2016, Rochman, 2018).

Moreira *et al.* (2016a, 2016b), ao determinarem a ocorrência de MPs em praias do Pontal Sul (PR) e no estado de São Paulo, identificaram uma alta variabilidade temporal de curto prazo de grânulos plásticos relacionados aos ciclos de maré. Da mesma forma, Louro & Widmer (2017) verificaram, em diferentes pontos de coleta na Praia de Campeche (SC), que a alta variabilidade temporal na densidade de grânulos de poliestireno foi influenciada pela localização e dia de amostragem em cada temporada, em função de fatores oceanográficos como direção e intensidade do vento nas diferentes estações. Os autores atribuíram à atividade turística como a potencial fonte desse poluente, uma vez que o poliestireno é um polímero utilizado na fabricação de embalagens de comida e descartáveis. De todo modo, a variabilidade na composição e abundância de MPs no sedimento das praias brasileiras sugere que estudos de baixa periodicidade e duração são

limitados para estimar densidades comparáveis, e para identificar fontes prováveis e preditores da poluição.

Finalmente, a utilização de índices que promovem a classificação das praias com base na quantidade de MPs no sedimento é útil para monitorar e avaliar o nível de contaminação. Fernandino *et al.* (2015), ao avaliarem a concentração de MPs em 24 praias em Salvador (BA), propuseram o Índice de Poluição por Grânulos Plásticos (IPGP) para classificá-las com base na quantidade de grânulos plásticos na areia superficial, possibilitando a comparação dos resultados em diferentes escalas espaciais. Os autores observaram que >80% das praias apresentaram MPs, porém a abundância nesses pontos foram muito baixas, resultando na classificação das praias em um IPGP de grau muito baixo de poluição. O IPGP é uma possível solução de curto prazo para a comparação do grau de contaminação do sedimento de diferentes praias, mesmo a partir de dados coletados com diferentes métodos.

Microplástico em águas superficiais de praias no Brasil

Do total de 34 artigos avaliados de MPs em praias brasileiras, apenas quatro foram realizados em águas superficiais. O primeiro estudo em águas superficiais foi realizado por Ivar do Sul *et al.* (2013), que investigaram a presença deste poluente a menos de 100m do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (PE) e revelaram que os polímeros sintéticos estão presentes em amostras de plâncton. Uma vez que o estudo foi realizado a <100 m do Arquipélago, assume-se que o mesmo contempla a zona de surfe (Calliari *et al.* 2003).

Posteriormente, Garcia *et al.* (2019) analisaram a densidade e tipos de MPs na água de 18 praias na costa do Ceará e concluíram que a maior abundância foi encontrada em regiões próximas a locais urbanizados, grandes estuários tropicais e áreas de pesca. Segundo os autores, a abundância desse poluente está provavelmente relacionada à própria dinâmica costeira, incluindo correntes oceânicas e marés que são responsáveis por transportar e distribuir os MPs para as praias. Olivatto *et al.* (2019) investigaram a ocorrência e distribuição de MPs na coluna d'água superior (0 – 0,3m) em praias na Baía de Guanabara (RJ),

sendo este um dos ecossistemas costeiros mais contaminados do mundo (Browne *et al.*, 2008 & Cole *et al.* 2013). Apesar dos estudos de Garcia *et al.* (2019) & Olivatto *et al.* (2019) não incluírem a distância entre os sítios de coleta e a praia, os pontos demarcados nos mapas evidenciam que as amostragens ocorreram na zona de surfe.

A modelagem numérica da circulação de correntes e marés pode ser particularmente útil para prever a dispersão de MPs na água, assim como a potencial deposição nas praias. Mais recentemente, Gorman *et al.* (2020), ao simularem a dispersão de MPs em águas estuarinas e costeiras da Baixada Santista (SP), destacaram o valor dos modelos hidrodinâmicos (marés e correntes) para mapearem a área espacial de MPs em zonas costeiras com forte clima sazonal. A associação dos modelos de dispersão com as tendências sazonais de chuvas nas praias explica a variabilidade na entrada de grânulos plásticos em praias arenosas, o que evidencia que fatores regionais podem ser preditores mais importantes da contaminação das praias do que fatores locais. A integração de modelos de previsão da dispersão de MPs na água com estimativas de deposição nos sedimentos das praias certamente contribuirá para uma melhor compreensão da dinâmica espaço-temporal desse contaminante em potencial.

Microplástico na biota de praias no Brasil

O litoral brasileiro e as praias servem como locais de alimentação, rota migratória e reprodução para diversas espécies de animais marinhos. Na literatura, a ingestão de MPs por diferentes grupos de animais, como peixes, aves e invertebrados, tem sido recentemente relatada (Brennecke *et al.* 2015, Petry *et al.* 2017).

Apenas quatro artigos relatando a incorporação de MPs pela biota em praias brasileiras foram encontrados. Destes, 60% evidenciaram que as fibras (< 5mm) são o morfotipo mais encontrado no trato digestivo. A possível fonte é o esgoto doméstico despejado em rios próximos, pois as estações de tratamento não possuem mecanismos capazes de reter essas micropartículas. Esse tipo de MP é uma das categorias mais encontradas nas zonas costeiras, e pode facilmente ser ingerido por diferentes espécies forrageando nas praias, como peixes e invertebrados (Dantas *et al.* 2020).

O primeiro estudo brasileiro sobre ingestão de MPs por animais residentes de praias arenosas foi publicado por Gusmão *et al.* (2016). Os autores identificaram a ingestão de microfibras por poliquetas do gênero *Saccocirrus*, argumentando que o seu comportamento alimentar generalista pode aumentar a frequência de ingestão acidental. Os autores atribuíram a fonte dessas fibras a fragmentos de linhas de pesca e/ou vestuário, considerando a sua aparência e tamanho. Além dos poliquetas, outros estudos indicaram a ingestão de MPs por crustáceos e peixes (Costa *et al.* 2019, Dantas *et al.* 2020).

Ensaio toxicológicos demonstram que animais coletados na praia apresentam redução na sobrevivência, mobilidade, fecundidade e mudanças em atividades enzimáticas quando expostos aos MPs em laboratório (Tosetto *et al.* 2016, Horn *et al.* 2020, Tlili *et al.* 2020). Embora os estudos de laboratório possam destoar do contexto natural, eles fornecem uma linha de base acerca das consequências da ingestão de MPs por organismos. Até o presente, nenhum estudo com essa abordagem foi conduzido usando animais de praias brasileiras como modelo, apesar do declínio de várias populações em praias contaminadas por MPs (Costa *et al.* 2020).

Os plásticos contêm aditivos químicos e no ambiente marinho absorvem poluentes orgânicos persistentes hidrofóbicos (POPs), como bifenilopoliclorados (PCBs), éteres difenílicos polibromados (PBDEs) e diclorodifeniltricloroetanos (DDTs) (Chua *et al.* 2014). Informações sobre a adsorção de substâncias tóxicas por organismos são escassas, porém, alguns estudos evidenciaram que MPs ingeridos pelos organismos translocam POPs e apontam para danos ao sistema endócrino, decréscimo nas funções de mobilidade, desenvolvimento, reprodução e sobrevivência (Chua *et al.* 2014). Apesar disso, estudos sobre a incorporação ou excreção de poluentes por organismos de praias a partir da ingestão de MPs, incluindo ensaios ecotoxicológicos, são escassos em todo o mundo e ausentes no Brasil (Costa *et al.* 2021). Essa carência de informação é relativamente surpreendente, já que os organismos que vivem nas praias são considerados sentinelas e potenciais biomonitores, tanto de MPs quanto de contaminantes que podem ser adsorvidos (Costa *et al.* 2021). Isso limita a avaliação dos efeitos letais

e subletais e das consequências da poluição por MPs para populações e comunidades residentes de praias. Além disso, deve-se considerar a capacidade de bioacumulação e biomagnificação em diferentes espécies. Os efeitos adversos na homeostase de organismos intensificam-se em níveis tróficos superiores, podendo afetar também os humanos que consomem animais coletados diretamente nas praias, como peixes, crustáceos e moluscos (Cole *et al.* 2013, Lusher 2015).

De fato, a presença dos MPs se tornou uma questão econômica e social, além de ecológica. As praias representam um importante componente da sociedade humana, contribuindo para as economias locais e nacionais por meio do turismo, atividades recreativas e provisão alimentar (Schlacher *et al.* 2007, McLachlan & Defeo 2018). A presença de MPs nas praias pode impactar suas características sedimentares, afetando serviços como proteção da linha de costa contra a erosão e processos ecológicos, e induzir mudanças na ciclagem de nutrientes ao longo das teias alimentares (Provencher *et al.* 2018). Além dos impactos ecológicos, o lixo marinho reduz o valor cultural e econômico das praias (Domínguez-Tejo *et al.* 2018, Rangel-Buitrago *et al.* 2018b), podendo causar efeitos indiretos na economia muitas vezes na ordem de milhões de dólares pela evasão de turistas (Krelling *et al.* 2017). Os efeitos socioeconômicos negativos, entretanto, parecem estar mais associados à poluição das praias por macroplásticos. Entretanto, diante da

ênfase da contaminação por MPs na mídia, torna-se necessário entender a percepção dos turistas e visitantes locais quanto a essa problemática e traçar planos de manejo local, levando em consideração contextos específicos. Recomenda-se que a biota residente e transitória das praias, particularmente espécies consideradas carismáticas, seja utilizada como modelo para ações de educação ambiental visando a diminuição da contaminação das praias por MPs.

Métodos de amostragem de microplástico em praias no Brasil

As principais metodologias aplicadas em estudos no Brasil para amostragem e identificação de MPs nos diferentes compartimentos estão descritas na Tabela 2.

A principal questão experimental a ser discutida para coleta de MPs no sedimento envolve o posicionamento de transectos ao longo da praia. No Brasil, vários estudos aplicaram transectos paralelos, e tradicionalmente limitam a coleta dos MPs em camadas superficiais do sedimento (~ 5 cm) em zonas próximas à linha de maré alta (Tabela 2). Essa estratégia é simples e logisticamente viável, mas pode superestimar ou subestimar a densidade de MPs no sedimento por selecionar zonas de deposição e desconsiderar a variação no gradiente mar-continente.

Estudos recentes indicam que zonas da praia possuem diferentes densidades de MPs (Mc Dermid & McMullen 2004, Kim *et al.*

Tabela 2. Métodos amostrais por compartimento utilizados para coleta de MPs em estudos realizados no Brasil (2009 a 2021). O número de estudos na tabela pode ser inferior ao número total, visto que alguns artigos não discriminam o método amostral utilizado.

Table 2. Sampling methods by compartment used to collect MPs in studies carried out in Brazil (2009 to 2021). The number of studies in the table may be less than the total number, as some articles do not discriminate the sampling method used.

Compartimento	Método amostral	N	Referência
Água	Coleta de amostra em superfície (zona entremarés)	4	Ivar do Sul <i>et al.</i> 2013; Olivatto <i>et al.</i> 2019; Garcia <i>et al.</i> 2019 & Gorman <i>et al.</i> 2020
Sedimento	Transecto perpendicular em camada superficial (~5cm)	1	Moreira <i>et al.</i> 2016b
	Transecto perpendicular em camada profunda (~2m)	-	-
	Transecto paralelo à linha d’água em camada superficial (~5cwm)	8	Costa <i>et al.</i> 2019; Martinelli <i>et al.</i> 2019; Marin <i>et al.</i> 2019; Monteiro <i>et al.</i> 2020; Maynard <i>et al.</i> 2021; Tsukada <i>et al.</i> 2021; Carvalho <i>et al.</i> 2021 & Ferreira <i>et al.</i> 2021
	Transecto paralelo à linha d’água em camada profunda (~2m)	1	Moreira <i>et al.</i> 2016a

Tabela 3. Artefatos de coleta utilizados por compartimento para amostragem de MPs em estudos realizados no Brasil (2009 a 2021).

Table 3. Collection artifacts used by compartment for sampling MPs in studies carried out in Brazil (2009 to 2021).

Compartimento	Artefato de coleta	Referência
Biota	Manual	Majer <i>et al.</i> 2012; Gusmao <i>et al.</i> 2016 & Costa <i>et al.</i> 2019
	Rede de arrasto	Dantas <i>et al.</i> 2020
Água	Rede de plâncton	Ivar do Sul <i>et al.</i> 2013; Garcia <i>et al.</i> 20019 & Olivatto <i>et al.</i> 2019
	Rastreamento de partículas	Gorman <i>et al.</i> 2020
Sedimento	Manual	Louro e Widmer, 2017; Palombini <i>et al.</i> 2018; Marin <i>et al.</i> 2019; Cavalcante <i>et al.</i> 2020; Balthazar <i>et al.</i> 2020; & Ribeiro & Santos, 2020
	Amostrador tipo Corer	Baptista <i>et al.</i> 2019; & Castro <i>et al.</i> 2020
	Artefatos de alumínio ou metal	Ivar do Sul <i>et al.</i> 2009; Costa <i>et al.</i> 2010; Fisner <i>et al.</i> 2013; Turra <i>et al.</i> 2014; Taniguchi <i>et al.</i> 2016; Moreira <i>et al.</i> 2016a; Moreira <i>et al.</i> 2016b; Fisner <i>et al.</i> 2017; Costa <i>et al.</i> 2019; Martinelli <i>et al.</i> , 2019; Pinheiro <i>et al.</i> 2019; Monteiro <i>et al.</i> 2020; Carvalho <i>et al.</i> 2021 & Tsukada <i>et al.</i> 2021

2015, Lee *et al.* 2015), que refletem a distância para a água e períodos distintos de imersão-emersão, influenciando também na deposição de MPs. Em geral, observa-se maior acúmulo de plásticos na linha de maré alta e no pós-praia, devido à deposição de materiais pela maré e ao aprisionamento na vegetação, respectivamente (McDermid & McMullen 2004, Turner *et al.* 2011). O tipo de MPs também tende a diferir entre as zonas; aquelas mais próximas do mar têm maior substituição de morfotipos por conta da variação diária das marés, enquanto o pós-praia tem maior tempo de residência (Turner *et al.* 2011, Heo *et al.* 2013). Diante dessas variações espaciais em fina escala, recomenda-se padronizar a coleta de MPs em transectos perpendiculares que contemplem todo o gradiente mar-continente, produzindo estimativas mais realistas de densidade e unidades de medida comparáveis.

Outro aspecto importante na coleta de MPs é o gradiente vertical. Turra *et al.* (2014) analisaram o estrato vertical do sedimento e observaram uma concentração maior de MPs em camadas mais profundas. Estratos mais profundos do sedimento sofrem menor influência das ondas, ventos e marés, e podem representar com mais precisão a dinâmica de acúmulo de MPs na praia. Poucos estudos brasileiros (n = 5; 18%) consideraram a profundidade na amostragem de MP do sedimento, provavelmente por priorizarem uma amostragem e triagem mais rápida e viável logisticamente (Turra *et al.* 2014, Moreira *et al.* 2016a, Fisner *et al.* 2017 & Baptista *et al.* 2019). Entretanto, a

profundidade é um fator a ser considerado por estudos que buscam avaliar a dinâmica temporal, inclusive de médio e longo prazo, de deposição de MPs em praias.

Para a amostragem de MPs na água, estudos realizados no Brasil e no mundo comumente utilizaram redes de plâncton (Moore *et al.* 2002, Ivar do Sul *et al.* 2013, Patterson *et al.* 2020), com tamanho de malha variando entre de 64 a 300 μm (Tabela 3). Quanto menor o tamanho da malha, maior a retenção de partículas plásticas. Todavia, menores tamanho de malha promovem a maior retenção de partículas, que dificulta a triagem dos MPs (Song *et al.* 2015, Barrows *et al.* 2017). Uma estratégia importante é repetir as coletas a fim de evitar o acúmulo de material biológico nas redes, de modo que em cada amostragem, o material coletado deve ser armazenado e a rede deve ser enxaguada com água ultrapura filtrada para posterior reutilização.

O uso de diferentes unidades de medida para expressar a concentração dos MPs é uma das principais limitações na comparação dos resultados entre estudos, pois muitas unidades utilizadas não podem ser convertidas entre si (Carvalho *et al.* 2021). Unidades de medida como peso seco, itens por grama ou por quilo, itens por cm^2 ou m^2 são utilizadas para estimar a concentração de MPs no sedimento de praias brasileiras (Mai *et al.* 2018). Essa divergência não ocorre em amostras de água, onde MPs/m^3 é a principal unidade de medida utilizada (Ivar do Sul *et al.* 2013 & Nel e Froneman 2015).

O método mais comum para coleta de MPs em organismos é a inspeção do trato digestivo (Tabela 4), podendo ser realizada de forma visual em estereomicroscópio. Porém, somente a análise visual do trato digestivo pode falsear a identificação dos MPs, uma vez que a matéria orgânica se mistura a essas micropartículas, gerando falsos negativos. Por isso, recomenda-se a utilização da digestão ácida (processo no qual são adicionados produtos químicos

capazes de decompor a matéria orgânica), seguida por filtração e inspeção de filtros em estereomicroscópio (Stock *et al.* 2019).

Os principais métodos para análise de MPs de forma geral envolvem a inspeção visual/análise microscópica, separação por densidade e digestão ácida (Tabela 4) (Bai *et al.* 2022), inclusive no Brasil (Costa *et al.* 2019, Dantas *et al.* 2020). Outros métodos como identificação de polímeros via espectro de

Tabela 4. Métodos de triagem/identificações utilizados por compartimentos para análise de MPs em estudos realizados no Brasil (2009 a 2021).

Table 4. Screening/identification methods used by compartments to analyze MPs in studies carried out in Brazil (2009 to 2021).

Compartimento	Triagem / Identificação de MPs	Referência
Biota	Inspeção direta	Gusmão <i>et al.</i> 2016; Costa <i>et al.</i> 2019 & Dantas <i>et al.</i> 2020
	Digestão ácida e Filtração à vácuo	Dantas <i>et al.</i> 2020
	Microscópio	Majer <i>et al.</i> 2012; Gusmão <i>et al.</i> 2016; Costa <i>et al.</i> 2019 & Dantas <i>et al.</i> 2020
	Espectrometria	Gusmão <i>et al.</i> 2016
Água	Inspeção direta	Ivar do Sul <i>et al.</i> 2013 & Olivatto <i>et al.</i> 2019
	Digestão ácida e Filtração à vácuo	Olivatto <i>et al.</i> 2019
	Microscópio	Ivar do Sul <i>et al.</i> 2013; Olivatto <i>et al.</i> 2019 & Garcia <i>et al.</i> 2019
	Rastreamento de partículas	Gorman <i>et al.</i> 2020
Sedimento	Inspeção direta	Taniguchi <i>et al.</i> 2016; Marin <i>et al.</i> 2019; Ribeiro & Santos, 2020; Cavalcante <i>et al.</i> 2020; & Ferreira <i>et al.</i> 2021
	Peneira	Ivar do Sul <i>et al.</i> 2009; Costa <i>et al.</i> 2010; Fisner <i>et al.</i> 2013; Turra <i>et al.</i> 2014; Moreira <i>et al.</i> 2016b; Fisner <i>et al.</i> 2017; Martinelli <i>et al.</i> 2019; Balthazar <i>et al.</i> 2020; Castro <i>et al.</i> 2020; Carvalho <i>et al.</i> 2021; & Tsukada <i>et al.</i> 2021
	Separação por densidade	Ivar do Sul <i>et al.</i> 2009; Fisner <i>et al.</i> 2013; Turra <i>et al.</i> 2014; Fernandino <i>et al.</i> 2015; De Carvalho <i>et al.</i> 2016; Moreira <i>et al.</i> 2016; Fisner <i>et al.</i> 2017; Louro e Widmer, 2017; Baptista <i>et al.</i> 2019; Pinheiro <i>et al.</i> 2019; Martinelli <i>et al.</i> 2019; Castro <i>et al.</i> 2020; Monteiro <i>et al.</i> 2020; & Maynard <i>et al.</i> 2021
	Filtração a vácuo	De Carvalho <i>et al.</i> 2016; Baptista <i>et al.</i> 2019; Costa <i>et al.</i> 2019; Martinelli <i>et al.</i> 2019; Pinheiro <i>et al.</i> 2019; Castro <i>et al.</i> 2020; & Monteiro <i>et al.</i> 2020;
	Visual	Ivar do Sul <i>et al.</i> 2009; Fisner <i>et al.</i> 2013; Turra <i>et al.</i> 2014; Fernandino <i>et al.</i> 2015; Taniguchi <i>et al.</i> 2016; Moreira <i>et al.</i> 2016a; Louro e Widmer, 2017; Marin <i>et al.</i> 2019; Balthazar <i>et al.</i> 2020; Cavalcante <i>et al.</i> 2020; Ribeiro e Santos, 2020; Tsukada <i>et al.</i> 2021; & Ferreira <i>et al.</i> 2021
	Microscópio	Costa <i>et al.</i> 2010; De Carvalho <i>et al.</i> 2016; Baptista <i>et al.</i> 2019; Costa <i>et al.</i> 2019; Martinelli <i>et al.</i> 2019; Pinheiro <i>et al.</i> 2019; Monteiro <i>et al.</i> 2020; Castro <i>et al.</i> 2020; Carvalho <i>et al.</i> 2021; & Maynard <i>et al.</i> 2021
	Espectrometria	Tsukada <i>et al.</i> 2021 & Palombini <i>et al.</i> 2021



Figura 4. Estômago de peixe marinho a ser digerido com peróxido de hidrogênio (digestão ácida) (A). Filtração do estômago já digerido (B). Inspeção de MPs sob estereomicroscópio (C). As setas mostram fibras encontradas em um conteúdo estomacal (D). Fotografias por Ariane Oliveira.

Figure 4. Marine fish stomach being digested with hydrogen peroxide (acid digestion) (A). Filtration of the already digested stomach (B). Inspection of MPs under a stereo microscope (C). Arrows show fibers found in stomach contents (D). Photographs by Ariane Oliveira.

Raman, espectrometria de infravermelho transformada de Fourier (FTIR) e digestão ácida acompanhada de filtração a vácuo evitam falsos positivos e falsos negativos, respectivamente (Stock *et al.* 2019). Dentre os reagentes ácidos mencionados em revisões recentes (Stock *et al.* 2019), recomenda-se o peróxido de hidrogênio (H_2O_2), pelo baixo custo, digestão eficiente e por não degradar os polímeros (Claessens *et al.* 2013, Nuelle *et al.* 2014, Stock *et al.* 2019).

Revisões recentes apontam inúmeras limitações de métodos utilizados no Brasil para a coleta, recuperação e identificação dos MPs no sedimento, na água e na biota (Rocha-Santos & Duarte 2015, Stock *et al.* 2019). Dris *et al.* (2015) compararam redes com malhas de 80 e 450 μm e demonstraram que a abundância de microplásticos é muito maior na rede com o menor tamanho de malha. No entanto, os métodos utilizados por pesquisadores no Brasil não seguem essa abordagem, utilizando redes de malhas com tamanhos entre 150-300 μm (Garcia *et al.* 2019). Isso dificulta uma amostragem representativa, visto que a chance de entupimento das redes com malhas muito pequenas é maior e pode produzir grandes variações na quantidade de microplásticos coletados (Thompson *et al.* 2004).

Os organismos podem ainda ser coletados através de garras, armadilhas, cestos, redes de arrasto ou manualmente (Stock *et al.* 2019). A amostragem deve ser representativa, ou seja, incluir diferentes tamanhos, períodos de tempo

e distribuição espacial e, se possível, avaliar a ingestão de MPs por espécies que são consumidas inteiras pelo homem (Galloway 2015), como bivalves (especialmente ostras e mexilhões) e crustáceos, que são de particular interesse para avaliar os riscos à saúde humana (Browne *et al.* 2008). No entanto, poucos estudos no Brasil avaliam a ingestão de MPs por esses grupos (von Moos *et al.* 2012).

Como supracitado, a ampla variação de métodos dificulta a comparação das estimativas de densidade, volume e prevalência de MPs entre compartimentos abióticos e bióticos (Carvalho *et al.* 2021). Portanto, monitoramentos frequentes seguindo protocolos são necessários para o avanço dos estudos envolvendo MPs em praias arenosas brasileiras.

CONCLUSÕES

Apesar dos avanços dessa temática no Brasil, as publicações sobre MPs em praias arenosas são recentes, a partir de 2009. Considerando os mais de 8.000 km de extensão da costa brasileira e a importância da avaliação dos impactos causados por MPs para o monitoramento costeiro, se observa um desenvolvimento desigual de estudos no Brasil. Os dados apresentados nessa revisão apontam que a carência de informações em vários estados brasileiros e a falta de padronização na coleta e recuperação de MPs inviabilizam a identificação de padrões quantitativos em escala nacional.

O fragmento (< 5mm) é o principal

morfotipo de MPs encontrado no sedimento e nas águas de praias brasileiras, oriundos da fragmentação de macroplásticos. Na biota, as fibras (< 5mm) predominam, indicando sua alta biodisponibilidade; elas têm origem de ambientes urbanos e domésticos, atingindo regiões costeiras e o oceano por meio do despejo de efluentes. Tais dados reforçam a necessidade de estudos em bacias hidrográficas urbanas, especialmente em locais que possuem alta densidade populacional e atividades industriais, para corroborar as fontes de MPs e promover ações de gestão ambiental. Também são necessários investimentos em estudos com enfoque na ingestão de MPs por organismos de praias arenosas e suas consequências, incluindo os efeitos fisiológicos em nível do organismo e na dinâmica de populações e comunidades de praias. Ressalta-se o risco de ingestão de MPs por humanos, já que algumas espécies que habitam praias, mesmo sem importância comercial, são consumidas em certos contextos locais.

Em escala global, um grande desafio é o desenvolvimento de estudos em maior escala espacial e temporal e a necessidade de reunir informações que possam subsidiar a construção de modelos capazes de detectar o comportamento dos plásticos nos ecossistemas, identificando sua possível fonte, dispersão, abundância e tempo de degradação. Além disso, a literatura associando plástico e geomorfologia praias ainda é limitada (Fanini *et al.* 2021). No Brasil, apesar dos avanços importantes na área de ecologia de praias arenosas e impactos humanos nesse ecossistema, algumas questões ainda permanecem sem respostas quanto ao processo de deposição e dispersão dos MPs. Portanto, novas informações acerca da deposição e preditores da contaminação de praias por MPs podem ser gerados a partir de protocolos unificados de amostragem e direções sincronizadas de pesquisa, viabilizando análises comparativas e quantitativas da contaminação de praias por MPs em diferentes regiões do país. Por fim, espera-se que esta revisão contribua não apenas para fornecer informações sobre os avanços científicos sobre MPs no Brasil, mas também para listar ações que podem ser tomadas para preencher potenciais lacunas no desenvolvimento de estudos sobre a contaminação por MPs nas praias arenosas.

AGRADECIMENTOS

Fonte de apoio financeiro: Coordenação Brasileira de Aperfeiçoamento do Ensino Superior (CAPES) pela bolsa concedida a Ariane da Silva Oliveira. Os autores declaram que não tem interesses financeiros concorrentes conhecidos ou relacionamentos pessoais que possam ter influenciado o trabalho relatado neste artigo.

REFERÊNCIAS

- Abrelpe, 2019. Acesso em 18 de maio de 2021. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/brasil-produz-mais-lixo-mas-nao-avanca-em-coleta-seletiva/>>.
- Andrady, A. L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605.
- Andrades, R., Pegado, T., Godoy, B. S., Reis-Filho, J. A., Nunes, J. L. S., Grillo, A. C., Machado, R. C., Santos, R. G., Dalcin, R. H., Freitas, M. O., Kuhnen, V. V., Barbosa, N. D., Adelir-Alves, J., Albuquerque, T., Bentes, B. & Giarrizzo, T. 2020. Anthropogenic litter on Brazilian beaches: Baseline, trends and recommendations for future approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110842. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110842
- Atlas do Plástico. 2020. Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. Fundação Heinrich Boll Stiftung. Edição brasileira, nov, 2020.
- Au, S. Y., Lee, C. M., Weinstein, J. E., van den Hurk, P., & Klaine, S. J. 2017. Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: Identifying critical research needs. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 505–509. DOI: 10.1002/ieam.1907
- Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environmental International*, 102, 165–176. DOI: 10.1016/j.envint.2017.02.013
- Bai, C. L., Liu, L. Y., Hu, Y. B., Zeng, E. Y., & Guo, Y. 2022. Microplastics: A review of analytical methods, occurrence and characteristics in food, and potential toxicities to biota. *Science of The Total Environment*, 806(1), 150263.

- Balthazar-Silva, D., Turra, A., Moreira, F. T., Camargo, R. M., Oliveira, A. L., Barbosa, L., & Gorman, D. 2020. Rainfall and tidal cycle regulate seasonal inputs of microplastic pellets to sandy beaches. *Frontiers in Environmental Science*, 8. DOI:10.3389/fenvs.2020.00123
- Baptista Neto, J. A., de Carvalho, D. G., Medeiros, K., Drabinski, T. L., de Melo, G. V., Silva, R. C. O., Silva, D. C. P., de Sousa Batista, L., Dias, G. T. M., da Fonseca, E. M., & dos Santos Filho, J. R. 2019. The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/ Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110558. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110558
- Barboza, L. G. A., & Gimenez, B. C. G. 2015. Microplastics in the marine environment: current trends and future perspectives. *Marine Pollution Bulletin*, 97, 5–12. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.008
- Barrows, A. P. W., Neumann, C. A., Berger, M. L., & Shaw, S. D. 2017. Grab vs. neuston tow net: a microplastic sampling performance comparison and possible advances in the field. *Analytical Methods*, 9, 1446–1453. DOI: 10.1039/C6AY02387H
- Baulch, S., & Perry, C. 2014. Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin*, 80(1-2), 210–221. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.12.050
- Brennecke, D., Ferreira, E. C., Costa, T. M. M., Appel, D., da Gama, B. A. P., & Lenz, M. 2015. Ingested microplastics (>100µm) are translocated to organs of the tropical fiddler crab *Uca rapax*. *Marine Pollution Bulletin*, 96(1-2), 491–495. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.05.001
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science and Technology*, 42(13), 5026–5031. DOI: 10.1021/es800249a
- Browne, M. A., Galloway, T., & Thompson, R. C. 2010. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science Technology*, 44(9), 3404–3409. DOI: 10.1021/es903784e
- Buenrostro, O., & Bocco, G. 2003. Solid waste management in municipalities in Mexico: goals and perspectives. *Resource Conserve Recycle*, 39(3), 251–263. DOI: 10.1016/s0921-3449(03)00031-4
- Calliari, L. J., Muehe, D., Hoefel, F. G., & Toldo, J. E. 2003. Morfodinâmica praias: Uma breve revisão. *Revista Brasileira de Oceanografia*, 51, 63–78.
- Carvalho, J. P. S., Silva, T. S., & Costa, M. F. 2021. Distribution, characteristics and short-term variability of microplastics in beach sediment of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112212. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112212
- Castro, R. O., Silva, M. L., & Araújo, F. V. 2018. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean Coastal and Management*, 165, 385–400.
- Castro, R. O., Silva, M.L., M.R.C. Marques, & F.V. Araújo. 2020. Spatio-temporal evaluation of macro, meso and microplastics in surface waters, bottom and beach sediments of two embayments in Niterói, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111537. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111537
- Cavalcante, R. M., Pinheiro, L. S., Teixeira, C. E. P., Paiva, B. P., Fernandes, M., Brandão, D. B., Frota, F. F., Filho, F. J. N. S., & Schettini, C. A. F. 2020. Marine debris on a tropical coastline: Abundance, predominant sources and fate in a region with multiple activities (Fortaleza, Ceará, northeastern Brazil). *Waste Management*, 108, 13–20. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.04.026
- Chua, E. M., Shimeta, J., Nugegoda, D., Morrison, P. D., & Clarke, B. O. 2014. Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *Allorchestes compressa*. *Environmental Science and Technology*, 48, 8127–8134.
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M. B., & Janssen, C. R. 2013. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1-2), 227–233. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.03.009
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S. 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science and Technology*, 47(12), 6646–6655.
- 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. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168, 299–304.
- Costa, L. L., Arueira, V. F., da Costa, M. F., Di Benedetto, A. P. M., & Zalmon, I. R. 2019. Can the Atlantic ghost crab be a potential biomonitor of microplastic pollution of sandy beaches sediment?. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 5–13. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.05.019
- Costa, L. L., Fanini, L., Zalmon, I. R. Z., & Defeo, O. 2020. Macroinvertebrates as indicators of human disturbances: a global review. *Ecological Indicators*, 118, 106764.
- Costa, L. L., Costa, M. F., & Zalmon, I. R. 2021. Macroinvertebrates as biomonitors of pollutants on natural sandy beaches: Overview and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 275, 116629. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116629
- Dantas, N. C. F. M., Duarte, O. S., Ferreira, W. C., Ayala, A. P., Rezende, C. F., & Feitosa, C. V. 2020. Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 110959. DOI:10.1016/j.marpolbul.2020.110959
- De Carvalho, D. G., & Baptista Neto, J. A. 2016. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean and Coastal Management*, 128, 10–17. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2016.04.009
- Defeo, O., McLachlan, A., Armitage, D., Elliott, M., & Pittman, J. 2021. Sandy beach social-ecological systems at risk: regime shifts, collapses, and governance challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19(10), 564–573.
- Derraik, J. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842–852. DOI: 10.1016/s0025-326x(02)00220-5
- Di Benedetto, A. P. M., Badia, C. C. V., & Siciliano, S. 2017. On the feeding habit of the Guiana Dolphin *Sotalia guianensis* (van Bénédèn, 1864) (Mammalia: Cetartiodactyla: Delphinidae) in southeastern Brazil (~22°S): has there been any change in more than two decades? *Journal of Threatened Taxa*, 9, 9840–9843.
- Di Benedetto, A. P. M., & Oliveira, A. S. 2019. Debris ingestion by carnivorous consumers: Does the position in the water column truly matter? *Marine Pollution Bulletin*, 144, 134-139. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.04.074
- Domínguez-Tejo, E., Metternicht, G., Johnston, E. L., & Hedge, L. 2018. Exploring the social dimension of sandy beaches through predictive modelling. *Journal of Environmental Management*, 214, 379–407. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.03.006
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. 2015. Microplastic contamination in an urban area: A case study in greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592–599. DOI: 10.1071/EN14167
- Efimova, I., Bagaeva, M., Bagaev, A., Kileso, A., & Chubarenko, I. P. 2018. Secondary microplastics generation in the sea swash zone with coarse bottom sediments: Laboratory experiments. *Frontiers Marine Science*, 5, 1–15.
- 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. *Public Library of Science*, 9(12), 111913. DOI: 10.1371/journal.pone.0111913
- Fanini, L., Defeo, O., Elliott, M., Paragkamian, S., Pinna, M., & Salvo, V. S. 2021. Coupling beach ecology and macroplastics litter studies: Current trends and the way ahead. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 112951.
- Fernandino, G., Elliff, C. I., Silva, I. R., & Bittencourt, A. C. S. P. 2015. How many pellets are too many? the pellet pollution index as a tool to assess beach pollution by plastic resin pellets in Salvador, Bahia, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 15, 325–332.
- Ferreira, P., Fonte, E., Soares, M. E., Carvalho, F., & Guilhermino, L. 2016. Effects of multi-stressors on juveniles of the marine fish *Pomatoschistus microps*: gold nanoparticles, microplastics and temperature. *Aquatic Toxicology*, 170, 89–103.
- Ferreira, A. T. S., Siegle, E., Ribeiro, M. C. H., Santos, M. S. T., & Grohmann, C. H. 2020. The dynamics of plastic pellets on sandy beaches: A new methodological approach. *Marine Environmental Research*, 105219. DOI:10.1016/j.marenvres.2020.105219

- Fisner, M., Taniguchi, S., Moreira, F., Bicego, M. C., & Turra, A. 2013. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: Variability in the concentration and composition at different sediment depths in a sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1-2), 219–226. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.03.008
- Fisner, M., Majer, A. P., Balthazar-Silva, D., Gorman, D., & Turra, A. 2017. Quantifying microplastic pollution on sandy beaches: the conundrum of large sample variability and spatial heterogeneity. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(15), 13732–13740. DOI:10.1007/s11356-017-8883-y
- Galloway, T. S. 2015. Micro- and nano-plastics and human health. *Marine Anthropogenic Litter*, Springer, 16510-3, 343–366. DOI: 10.1007/978-3-319-16510-3_13
- Garcia, T. M., Campos, C. C., Mota, E. M. T., Santos, N. M. O., Campelo, R. P. de S., Prado, L. C. G., Melo Junior, M., & Soares, M. de O. 2019. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110705. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110705
- GESAMP, 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment.
- Gorman, D., Gutiérrez, A. R., Turra, A., Manzano, A. B., Balthazar-Silva, D., Oliveira, N. R., & Harari, J. 2020. Predicting the dispersal and accumulation of microplastic pellets within the estuarine and coastal waters of south-eastern Brazil using integrated rainfall data and lagrangian particle tracking models. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 1–12.
- Grillo, A. C., & Mello, T. J. 2021. Marine debris in the Fernando de Noronha Archipelago, a remote oceanic marine protected area in tropical SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 164. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112021
- Gusmão, F., Domenico, M. Di, Amaral, A. C. Z., Martínez, A., Gonzalez, B. C., Worsaae, K., Ivar do Sul, J. A., & Cunha Lana, P. 2016. In situ ingestion of microfibrils by meiofauna from sandy beaches. *Environmental Pollution*, 216, 584–590.
- Heo, N. K., Hong, S. H., & Han, G. M. 2013. Distribution of small plastic debris in cross-section and high strandline on Heungnam Beach, South Korea. *Ocean Science Journal*, 48(2), 225–233. DOI: 10.1007/s12601-013-0019-9
- Horn, D. A., Granek, E. F., & Steele, C. L. 2020. Effects of environmentally relevant concentrations of microplastic fibers on Pacific mole crab (*Emerita analoga*) mortality and reproduction. *Limnology and Oceanography Letters*, 5, 74–83.
- Horsman, P. V. 1982. The amount of garbage pollution from merchant ships. *Marine Pollution Bulletin*, 13, 167–169.
- Iannilli, V., Gennaro, A. Di, Lecce, F., Sighicelli, M., Falconieri, M., Pietrelli, L., Poeta, G., & Battisti, C. 2018. Microplastics in *Talitrus saltator* (Crustacea, Amphipoda): New evidence of ingestion from natural contexts. *Environmental Science and Pollution Research*, 28725–28729.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2018. Atlas Geográfico das Zonas Costeiras e Oceânicas. Disponível em: <<http://saladeimprensa.ibge.gov.br/noticias?view=noticiaeid=1ebusca=1eidnoticia=2036>>.
- 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). *Marine Pollution Bulletin*, 58, 1236–1238.
- Ivar do Sul, J. A., Costa, M. F., Barletta, M., & Cysneiros, F. J. A. 2013. Pelagic microplastics around an archipelago of the Equatorial Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 75(1-2), 305–309. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.07.040
- Ivar do Sul, J. A., & Costa, M. F. 2014a. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185, 352–364.
- Jeyasanta, K. I., Sathish, N., Patterson, J., & Edward, J. K. P. 2020. Macro-, meso- and microplastic debris in the beaches of Tuticorin district, Southeast coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111055. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111055
- Kim, I. S., Chae, D. H., Kim, S. K., Choi, S., & Woo, S. B. 2015. Factors influencing the spatial variation of microplastics on high-tidal coastal beaches in Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3), 299–309. DOI: 10.1007/s00244-015-0155-6

- Krelling, A. P., Williams, A. T., & Turra, A. 2017. Differences in perception and reaction of tourist groups to beach marine debris that can influence a loss of tourism revenue in coastal areas. *Marine Policy*, 85, 87–99. DOI: 10.1016/j.marpol.2017.08.021
- Lee, J., Lee, J. S., Jang, Y. C., Hong, S. Y., Shim, W. J., Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Kang, D., & Hong, S. 2015. Distribution and size relationships of plastic marine debris on beaches in South Korea. *Archive Environmental Contamination Toxicology*, 69 (3), 288–298.
- Louro, P. & Widmer, W. M. 2017. Plastic pellets on campeche beach (Santa Catarina Island, Brazil): A seasonality and composition study. *Environment and Ecology Research*, 5(4), 302–311.
- Luger, M. I. 1993. The economic value of the coastal zone. *Journal of Environmental Systems*, 21, 279–30.
- Lusher, A. L., McHugh, M., & Thompson, R. C. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1-2), 94–99. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.11.028
- Lusher, A. L. 2015. Microplastics in the marine environment: distribution, interactions and effects. *Marine Anthropogenic Litter*, 3(10), 245–307. DOI: 10.1007/978-3-319-16510-3_10
- Mai, L., Bao, L. J., Shi, L., Wong, C. S., & Zeng, E. Y. 2018. A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science Pollution Research International*, 12, 11319–11332.
- Majer, A. P., Vedolin, M. C., & Turra, A. 2012. Plastic pellets as oviposition site and means of dispersal for the ocean-skater insect *Halobates*. *Marine Pollution Bulletin*, 64, 1143–1147.
- Marin, C. B., Niero, H., Zinnke, I., Pellizzetti, M. A., Santos, P. H., Rudolf, A. C., Beltrão, M., Waltrick, D. de S., & Polette, M. 2019. Marine debris and pollution indexes on the beaches of Santa Catarina State, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 31, 100771.
- Martinelli Filho, J. E., & Monteiro, R. C. P. 2019. Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 219–223. DOI:10.1016/j.marpolbul.2019.05.049
- 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. *Environmental Pollution*, 218, 1045–1054.
- Maynard, I. F. N., Bortoluzzi, P. C., Nascimento, L. M., Madi, R. R., Cavalcanti, E. B., Lima, Á. S., & Marques, M. N. 2021. Analysis of the occurrence of microplastics in beach sand on the Brazilian coast. *Science of the Total Environment*, 771, 144777. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.1447
- McDermid, K. J., & McMullen, T. L. 2004. Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago. *Marine Pollution Bulletin*, 48(7-8), 790–794. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2003.10.017
- McLachlan, A., & Defeo, O. 2018. *The ecology of sandy shores*. London, UK: Academic Press.
- Monteiro, R. C. P., Ivar do Sul, J. A., & Costa, M. F. 2020. Small microplastics on beaches of Fernando de Noronha Island, tropical atlantic ocean. *Ocean and Coastal Research*, 68, 20235.
- Moore, C. J., Moore, S. L., Weisberg, S. B., Lattinm G. L., & Zellers, A. F. 2002. A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 44(10), 1035–1038. DOI: 10.1016/s0025-326x(02)00150-9
- Moreira, F. T., Prantoni, A. L., Martini, B., de Abreu, M. A., Stoiev, S. B., & Turra, A. 2016a. Small-scale temporal and spatial variability in the abundance of plastic pellets on sandy beaches: Methodological considerations for estimating the input of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 102, 114–121.
- Moreira, F. T., Balthazar-Silva, D., Barbosa, L., & Turra, A. 2016b. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. *Environmental Pollution*, 218, 313–321.
- Murray, F., & Cowie, P. R. 2011. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1207–1217.
- Nel, R., Campbell, E. E., Harris, L., Hauser, L., Schoeman, D. S., McLachlan, A., & Schlacher, T. A. 2014. The status of sandy beach science: Past trends, progress, and possible futures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 150, 1–10.

- Nel, H. A., & Froneman, P. W. 2015. A quantitative analysis of microplastic pollution along the south-eastern coastline of South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 101, 274–279.
- Nuelle, M. T., Dekiffab, J. H., Remy, D., & Friesa, E. 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184, 161–169. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.07.027
- Olivatto, G. P., Martins, M. C. T., Montagner, C. C., Henry, T. B., & Carreira, R. S. 2019. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 139, 157–162.
- Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura (UNESCO). Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável é lançada oficialmente hoje (20) para destacar a urgência na proteção do maior bioma do planeta. 2021. Disponível em: <https://pt.unesco.org/news/decadada-ciencia-oceanica-o-desenvolvimento-sustentavel-e-lancada-oficialmente-hoje-20>. Acesso em: 12 maio 2022.
- Palombini, F. L., Demori, R., Cidade, M. K., Kindlein, W., & de Jacques, J. J. 2018. Occurrence and recovery of small-sized plastic debris from a Brazilian beach: Characterization, recycling, and mechanical analysis. *Environmental Science and Pollution Research*. DOI:10.1007/s11356-018-2678-7
- Patterson, J., Jeyasanta, K. I., Sathish, N., Edward, J. K. P., & Booth, A. M. 2020. Microplastic and heavy metal distributions in an Indian coral reef ecosystem. *Science of the Total Environment*, 744, 140706.
- Petry, M. V., & Benemann, V. R. F. 2017. Ingestion of marine debris by the white-chinned petrel (*Procellaria aequinoctialis*): Is it increasing over time off southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin*, 117(1-2), 131–135. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.073
- Pinheiro, L. M., Monteiro, R. C. P., Ivar do Sul, J. A., & Costa, M. F. 2019. Do beachrocks affect microplastic deposition on the strandline of sandy beaches?. *Marine Pollution Bulletin*, 141, 569–572.
- Provencher, J. F., Vermaire, J. C., Avery-Gomm, S., Braune, B. M., & Mallory, M. L. 2018. Garbage in guano: microplastics found in fecal precursors of seabirds known to ingest plastics. *Science the Total of Environment*, 644, 1477–1484.
- Rangel-Buitrago, N., Williams, A., & Anfuso, G. 2018. Killing the goose with the golden eggs: Litter effects on scenic quality of the Caribbean coast of Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 22–38.
- RCore Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing. Vienna, Austria.
- Ribeiro, V. V., & Santos, V. R. 2020. Pellets plásticos na praia de Santa Cruz dos Navegantes, Guarujá (SP), durante evento de frente fria no inverno de 2019. *Revista Internacional de Ciências*, 10, 108-123.
- Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. 2015. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47–53.
- Rochman, C. M. 2018. Microplastics research—from sink to source. *Science*, 360(6384), 28–29. DOI: 10.1126/science.aar7734
- Santos, R. G., Machovsky-Capuska, G. E. & Andrades, R. 2021. Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding. *Science*, 373, 56–60.
- Schlacher, T. A., Dugan, J., Schoeman, D. S., Lastra, M., Jones, A., Scapini, F., McLachlan, A., & Defeo, O. 2007. Sandy beaches at the brink. *Diversity and Distributions*, 13, 556–560.
- Schuyler, Q., Hardesty, B. D., Wilcox, C., & Townsend, K. 2013. Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. *Conservation Biology*, 28(1), 129–139. DOI: 10.1111/cobi.12126
- Serra-Gonçalves, C., Lavers, J. L., & Bond, A. L. 2019. Global review of beach debris monitoring and future recommendations. *Environmental Science and Technology*, 21, 12158–12167. DOI: 10.1021/acs.est.9b01424
- Sharholly, M., Ahmad, K., Vaishya, R. C., & Gupta, R. D. 2007. Municipal solid waste characteristics and management in Allahabad, India. *Waste Management*, 27(4), 490–496. DOI: 10.1016/j.wasman.2006.03.001
- Sillanpää, M., & Sainio, P. 2017. Release of polyester and cotton fibers from textiles in machine washings. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 19313–19321.

- Song, Y. K., Hong, S. H., Mi, J., Han, G. M., & Shim, W. J. 2015. Occurrence and distribution of microplastics in the sea surface microlayer in Jinhae Bay, South Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3), 279–287. DOI: 10.1007/s00244-015-0209-9
- Stock, F., Kochleus, C., Bansch-Baltrusch, B., Brennholt, N., & Reifferscheid, G. 2019. Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment: A review. *Trends in Analytical Chemistry*, 113, 84–92
- Taniguchi, S., Colabuono, F. I., Dias, P. S., Oliveira, R., Fisner, M., Turra, A., & Montone, R. C. 2016. Spatial variability in persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons found in beach-stranded pellets along the coast of the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 106(1-2), 87–94. DOI:10.1016/j.marpolbul.2016.03
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. C., McGoinigle, D., & Russel, A. E. 2004. Lost at sea: Where is all the plastic?. *Science*, 304, 838.
- Tlili, S., Jemai, D., Brinis, S., & Regaya, I. 2020. Microplastics mixture exposure at environmentally relevant conditions induce oxidative stress and neurotoxicity in the wedge clam *Donax trunculus*. *Chemosphere*, 258, 127344. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127344
- Tosetto, L., Brown, C., & Williamson, J. E. 2016. Microplastics on beaches: Ingestion and behavioural consequences for beachhoppers. *Marine Biology*, 163(10), 4–13. DOI: 10.1007/s00227-016-2973-0
- Tsukada, E., Fernandes, E., Vidal, C., & Salla, R. F. 2021. Beach morphodynamics and its relationship with the deposition of plastic particles: A preliminary study in southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112809. DOI:10.1016/j.marpolbul.2021.112809
- Turner, A., & Holmes, L. 2011. Occurrence, distribution and characteristics of beached plastic production pellets on the island of Malta (central Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 62(2), 377–381. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.09.027
- Turra, A., Manzano, A. B., Dias, R. J. S., Mahiques, M. M., Barbosa, L., Balthazar-Silva, D., & Moreira, F. T. 2014. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: Shifting paradigms. *Scientific Reports*, 4, 1–7.
- Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., & Köhler, A. 2012. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental Science and Technology*, 46(20), 11327–11335. DOI: 10.1021/es302332w
- Welden, N. A. C., & Cowie, P. R. 2016. Environment and gut morphology influence microplastic retention in langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environmental Pollution*, 214, 859–865
- Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.02.031
- WWF/World Bank. 2018. What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050. Urban Development.
- Yoshida, S. 2016. A bacterium that degrades and assimilates poly (ethylene terephthalate). *Science*, 351(6278), 1196–1199. DOI: 10.1126/science.aad6359

MATERIAL SUPLEMENTAR

Apêndice 1. Lista de palavras-chave em inglês (presentes no título) utilizadas para busca ativa de artigos na base Scopus. A mesma combinação de palavras foi utilizada para buscar artigos no mundo, porém, sem o acréscimo da palavra “Brazil”. Apenas estudos elaborados com base em amostragem na costa brasileira foram considerados nesta tabela.

Appendix 1. List of keywords in English (present in the title) used for active search of articles in the Scopus database. The same combination of words was used to search for articles in the world, however, without the addition of the word “Brazil”. Only studies based on sampling on the Brazilian coast were considered in this table.

Apêndice 2. Lista de palavras-chave em inglês (presentes no título) utilizadas para busca ativa

de artigos na base Google Scholar. A mesma combinação de palavras foi utilizada para buscar artigos no mundo, porém, sem o acréscimo da palavra “Brazil”. Apenas estudos elaborados com base em amostragem na costa brasileira foram considerados nesta tabela.

Appendix 2. *List of keywords in English (present in the title) used for active search of articles in the Google Scholar base. The same combination of words was used to search for articles in the world, however, without the addition of the word “Brazil”. Only studies based on sampling on the Brazilian coast were considered in this table.*

Apêndice 3. Lista de palavras-chave em inglês (presentes no título) utilizadas para busca ativa de artigos na base Scielo. A mesma combinação de palavras foi utilizada para buscar artigos no mundo, porém, sem o acréscimo da palavra “Brazil”. Apenas estudos elaborados com base em amostragem na costa brasileira foram considerados nesta tabela.

Appendix 3. *List of keywords in English (present in the title) used for active search of articles in the Scielo database. The same combination of words was used to search for articles in the world, however, without the addition of the word “Brazil”. Only studies based on sampling on the Brazilian coast were considered in this table.*

Apêndice 4. Lista de palavras-chave em inglês (presentes no título) utilizadas para busca ativa de artigos na base Web of Science. A mesma combinação de palavras foi utilizada para buscar artigos no mundo, porém, sem o acréscimo da palavra “Brazil”. Apenas estudos elaborados com base em amostragem na costa brasileira foram considerados nesta tabela.

Appendix 4. *List of keywords in English (present in the title) used for active search of articles on the Web of Science database. The same combination of words was used to search for articles in the world, however, without the addition of the word “Brazil”. Only studies based on sampling on the Brazilian coast were considered in this table.*

Submitted: 09 May 2022

Accepted: 26 October 2022

Published online: 01 December 2022

Associate Editor: Vinicius Giglio