



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciência

Faculdade de Oceanografia

William dos Santos Moraes

**Um método simples e rápido para avaliação da contaminação por
microplástico em sal comercial para consumo humano**

Rio de Janeiro

2023

William dos Santos Moraes

Um método simples e rápido para avaliação da contaminação por microplástico no sal comercial para consumo humano

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Oceanografia

Orientador: Prof. Dr. Marcos Antonio dos Santos Fernandez

Rio de Janeiro

2023

CATALOGAÇÃO NA FONTE

UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/C

M827 Moraes, William dos Santos.

Um método simples e rápido para avaliação da contaminação por microplástico no sal comercial para consumo humano / William dos Santos Moraes. – 2023.

79 f.: il.

Orientador: Marcos Antonio dos Santos Fernandez
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Oceanografia.

1. Microscopia óptica – Teses. 2. Cloreto de sódio – Teses. 3. Avaliação de riscos de saúde – sal – Teses. 4. Contaminação – Teses. I. Fernandez, Marcos Antonio dos Santos. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Oceanografia. III. Título.

CDU 543.456

Bibliotecária responsável: Ingrid Pinheiro/ CRB-7: 7048

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

William dos Santos Moraes

20/10/2023

Assinatura

Data

William dos Santos Moraes

Um método simples e rápido para avaliação da contaminação por microplástico em sal comercial para consumo humano

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Oceanografia.

Aprovada em 22 de agosto de 2023.

Banca Examinadora: _____

Prof. Dr. Marcos Antonio dos Santos Fernandez

Faculdade de Oceanografia - UERJ

Prof.^a Dra Gleyci Aparecida Moser

Faculdade de Oceanografia – UERJ

Dra. Mercia Barcellos da Costa

Universidade Federal do Espírito Santo - UFES

Rio de Janeiro

2023

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por ter me abençoado e iluminado ao longo dessa caminhada da vida.

À minha família, por ser minha base de vida. Minha mãe, Maria de Lourdes, meu pai, Hilton e meu irmão, Vinícius, por todo o suporte, amor, incentivo e educação que me deram e me dão até hoje. Tudo o que eu sou, devo a eles.

Ao professor, orientador e amigo Marcos Antônio Fernandez (Halley) pelas oportunidades oferecidas, ensinamentos, conselhos, conversas, puxões de orelha, confiança no meu trabalho e por sempre acreditar em mim. Grande parte desse trabalho e da minha evolução profissional e pessoal devo a ele.

À banca, Gleyci e Jefferson, pela disponibilidade e conselhos que muito me ajudaram para a elaboração desse trabalho.

As amigas de laboratório Helena e Alessandra, pelas conversas, risadas, conselhos e companhia nas rotinas de trabalho.

Ao Laboratório de Geoquímica Orgânica Marinha (LaGOM), em especial as professoras Cláudia e Cássia pela parceria fundamental para a preparação desse estudo, disponibilizando a bomba à vácuo e o laboratório para a elaboração das amostras.

A Michele, Moisés, Márcia e demais pessoas do LaGOM por estarem sempre solícitos a me ajudarem.

Aos demais professores que passaram na minha vida por sempre buscarem excelência no ensino e compartilharem seus conhecimentos. Uma gratidão eterna pela educação pública que sempre recebi e que muito acrescentou na minha formação. Mesmo com diversas dificuldades, eles estavam sempre se doando ao máximo pelos alunos.

A minha irmã de coração Caroline por todo suporte emocional, amor, incentivo, risada e conversa durante nessa jornada.

Aos meus amigos pelos momentos compartilhados, risadas, conselhos e apoio.

A Capes pela concessão da bolsa de mestrado durante um ano no Programa de Pós-Graduação em Oceanografia na UERJ.

Ao André, chefe da secretaria do PPG/OCN pela compreensão e por estar sempre solícito com as dúvidas.

RESUMO

MORAES, William dos Santos. **Método simples e rápido para avaliação da contaminação por microplástico em sal comercial para consumo humano**. 2023. 79 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Os microplásticos estão onipresentes em todos ambientes, podendo persistir por centenas de anos. A exposição de MPs pelo homem pode ocorrer por meio da ingestão de alimentos e bebidas ou pela inalação de partículas suspensas pelo ar, representando uma preocupação para a saúde humana. O objetivo do presente estudo é desenvolver uma metodologia simples, precisa e barata baseada na identificação das partículas por microscopia óptica para avaliar a contaminação por resíduos de MP em sal de consumo humano, testando esse método em seis marcas de sal, cinco de sal refinado comercial e uma marca de sal analítico. Para reduzir os erros de contagem, utilizamos o corante Rosa de Bengala que é absorvido em partículas naturais e não plásticas para auxiliar na identificação e um critério de classificação das partículas identificadas como MP e suspeitas para que o erro inerente à contagem de microplásticos por microscopia óptica esteja sempre associado a uma subestimativa, e não a uma superestimativa, em função de falsos positivos. Todas as marcas de sal estavam contaminadas, incluindo uma marca de sal analítico PA (pro analysis). O número de partículas identificadas variou de 33,33 a 235,53 partículas/kg no sal comercial e 91,06 partículas/kg no sal analítico. Dentre as partículas encontradas, houve uma prevalência de fibras (63%) e fragmentos (37%). Nosso estudo foi uma análise preliminar, com número amostral pequeno (n=6), sem análises espectroscópicas de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) e Raman para confirmar a presença de microplástico. Ainda assim, nossos resultados sugerem que as marcas de sal brasileiras estão contaminadas por microplásticos e essas partículas estão sendo ingeridas por seres humanos.

Palavras-chave: contaminação; microplástico; sal; saúde humana.

ABSTRACT

MORAES, William dos Santos. **A simple and easy method for microplastic contamination analysis in human consumption commercial salts**. 2023. 79 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Microplastics are ubiquitous in all environments and can persist for hundreds of years. Human exposure to MPs can occur through the ingestion of food and beverages or inhalation of particles suspended in the air, posing a concern for human health. The aim of this study is to develop a simple, precise, and cost-effective methodology based on the identification of particles through optical microscopy to assess contamination by MP residues in salt for human consumption. This method was tested on six brands of salt, including five commercially refined salt brands and one analytical grade salt brand. To reduce counting errors, we used Bengal Rose dye, which absorbs on natural and non-plastic particles, aiding in their identification, and a classification criterion for particles identified as MP or suspected. This ensures that inherent errors associated with optical microscopy counting are always associated with underestimation rather than overestimation due to false positives. All salt brands were found to be contaminated, including the analytical salt PA (pro analysis). The number of identified particles ranged from 33.33 to 235.53 particles/kg in commercial salt and 91.06 particles/kg in analytical salt. Among the particles found, fibers accounted for 63%, while fragments accounted for 37% of the total. Our study was a preliminary analysis with a small sample size (n=6), without Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR) and Raman spectroscopy to confirm the presence of microplastics. Nevertheless, our results suggest that Brazilian salt brands are contaminated with microplastics, and these particles are being ingested by humans.

Keywords: contamination; microplastic; salt; human health

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Simbologia de identificação dos plásticos segundo a norma ABNT NBR 13230.....	19
Figura 2 –	Produção mundial de plásticos de 1950 a 2020.....	20
Figura 3 –	Interação do microplástico no ambiente marinho.....	27
Figura 4 –	Interação do plástico com os compostos químicos.....	29
Figura 5 -	Gráfico da abundância de partículas identificadas como MP nas amostras de sal analisadas.....	47
Figura 6 –	Gráfico com a coloração das fibras e fragmentos identificados nas amostras de sal.....	48
Figura 7 –	Exemplos de partículas identificadas como MP presentes na amostra A.....	48
Figura 8 –	Exemplos de partículas identificadas como MP presentes na amostra B.....	49
Figura 9 -	Exemplos de partículas identificadas como MP presentes na amostra C.....	49
Figura 10 –	Exemplos de partículas identificadas como MP presentes na amostra D.....	50
Figura 11 –	Exemplos de partículas identificadas como MP presentes na amostra E.....	50
Figura 12 -	Exemplos de partículas identificadas como MP presentes na amostra F.....	51
Figura 13 -	Gráfico da abundância de partículas suspeitas nas amostras de sal analisadas.....	52
Figura 14 -	Exemplos de partículas suspeitas presentes nas amostras de sal.....	52

Figura 15 - Exemplos de partículas suspeitas presentes nas amostras de sal..... 53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Aditivos em cinco polímeros comuns, indicando sua função e proporção relativa.....	28
Tabela 2 -	Identificação das marcas de sal comercial e analítico analisadas.....	43
Tabela 3 -	Concentração de microplástico em diversos itens alimentícios.....	57

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ALDFG	<i>Abandoned, Lost or otherwise Discarded Fishing Gear</i>
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
BFRs	Retardadores de Chama Bromados
BPA	Bisfenol A
CaCO ₃	Carbonato de Sódio
CaSO ₄	Sulfato de Cálcio
COVID	<i>Corona Virus Disease</i>
ETARs	Estações de Tratamento de Águas Residuais
FTIR	Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier
MP	Microplástico
MARPOL	Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição Causada por Navios
NaCl	Cloreto de Sódio
NOAA	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
PA	Poliamida
PE	Polietileno
PET	Tereftalato de polietileno
PNS	Pesquisa Nacional de Saúde
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PVC	Cloreto de polivinila
PU	Poliuretano
OMS	Organização Mundial da Saúde
RN	Rio Grande do Norte
VC	Cloreto de vinila
UV	Ultravioleta

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
g	Gramma
>	Maior
Kg	Kilograma
Mt	Toneladas métricas
Km ²	Quilômetro ao quadrado
<	Menor
cm	Centímetro
m	Metro
±	Mais ou menos
°C	Graus Celsius
µm	Micrometro
g/l	Gramas por litro
mL	Mililitro
L	Litro

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	16
1	REFERENCIAL TEÓRICO.....	18
1.1	Plásticos.....	18
1.2	Microplásticos.....	23
1.3	Distribuição dos microplásticos no ambiente marinho.....	25
1.4	Microplásticos como vetores de produtos químicos para o ambiente.....	27
1.5	Impactos.....	31
1.5.1	<u>Impactos nos organismos.....</u>	31
1.5.2	<u>Vias de exposição a seres humanos</u>	32
1.5.2.1	Ingestão.....	33
1.5.2.2	Inalação.....	34
1.5.3	<u>Impactos na saúde humana</u>	35
1.6	Sal	39
2	OBJETIVOS	42
2.1	Objetivo Geral	42
2.2	Objetivos específicos.....	42
3	METODOLOGIA.....	43
3.1	Amostragem.....	43
3.2	Preparação das amostras.....	43

3.3	Análise e identificação dos microplásticos.....	44
3.4	Controle de Contaminação.....	45
3.5	Análise estatística.....	46
4	RESULTADOS.....	46
5	DISCUSSÕES.....	53
	CONCLUSÕES.....	60
	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	61
	RECOMENDAÇÕES.....	62
	REFERÊNCIAS	63

INTRODUÇÃO

Segundo UNEP (2009, p.13), lixo marinho é definido como “qualquer material sólido persistente, manufaturado ou processado, descartado ou abandonado no ambiente marinho e costeiro”. Dentre os detritos marinhos, há uma predominância dos plásticos (DERRAIK, 2002). Ao longo dos anos, os plásticos foram rapidamente difundidos no cotidiano das pessoas, devido a sua versatilidade, baixo custo de produção e durabilidade (THOMPSON et al., 2009; RYAN, 2015). Com isso, em pouco tempo houve um rápido aumento na produção de 1,5 milhões de toneladas em 1950 a marca de 367 milhões de toneladas produzidas em 2020 (SHANMUGAM et al., 2020; PLASTIC EUROPE, 2021).

Apesar de exercerem um importante papel na sociedade, os plásticos se tornaram um grande problema ambiental. Isso porque as mesmas propriedades que os fizeram ser tão úteis são as razões pelas quais os plásticos são um sério risco para o meio ambiente, já que os tornam altamente resistentes à degradação (LAIST, 1987; GREGORY & ANDRADY, 2003). Além disso, o tratamento de resíduos plásticos não está acompanhando o aumento da produção e consumo, onde apenas uma pequena parcela desses detritos é reciclada e a grande parte dos resíduos plásticos são depositados em aterro sanitário ou perdidos para o meio ambiente (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017).

Aproximadamente 80% dos plásticos que entram nos oceanos vem de fontes terrestres, através das águas residuais, descarte inadequado e/ou carregados pela chuva e vento (ANDRADY, 2011; HAMMER; KRAAK; PARSONS, 2012). O restante vem de fontes marítimas, resultante de atividades como a pesca, o transporte marítimo e as plataformas offshore (GILARDI et al., 2020). Os plásticos são poluentes persistentes, durando de centenas a milhares de anos (BARNES et al., 2009). Com o acúmulo no ambiente, os detritos plásticos podem ser levados para lugares remotos, adsorver produtos químicos, transportar espécies exóticas/patógenos e interagir com a biota, causando ferimentos ou até mesmo a morte dos animais (GREGORY & ANDRADY, 2003; ZETTLER et al., 2013; ROCHMAN, 2015).

Existe também uma grande preocupação com os microplásticos (MPs), minúsculas partículas de plásticos com tamanho inferior a 5 mm (ARTHUR et al., 2009). Esses podem ser produzidos intencionalmente dentro dessa faixa de tamanho (microplásticos primários), como, resinas de pré-produção (pellets), abrasivos em produtos de cosméticos e higiene pessoal ou podem ser originados da degradação de produtos plásticos maiores (microplásticos secundários) (FENDALL & SEWELL, 2009; GESAMP, 2015). Os MPs acabam por se tornar

uma ameaça, devido ao seu pequeno tamanho, podendo interagir e se tornar biodisponíveis para ingestão de organismos em toda a cadeia alimentar (GESAMP, 2015; DANOPOULOS et al., 2020). A ingestão de MP foi documentada para vários organismos, incluindo zooplâncton, equinodermos, cnidários, crustáceos, bivalves, cefalópodes, peixes, tartarugas, aves e mamíferos marinhos (COLE et al., 2013; HALL et al., 2015; AZEVEDO-SANTOS et al., 2019; BASTO et al., 2019; CHO et al., 2019; DUNCAN et al., 2019; PLEE & POMORY, 2020; HARA, FRIAS, NASH, 2020; MOORE, 2020; XU, 2020; GONG et al., 2021). Uma vez ingerido o microplástico pode ser retido no aparelho digestivo, causar danos à saúde do organismo, inclusive perfurações físicas em órgãos internos, dar uma falsa sensação de saciedade, interferir na absorção de nutrientes e outros efeitos adversos no comportamento e reprodução dos animais (WALKINSHAW et al., 2020).

A onipresença dos microplásticos no ambiente e seus impactos na biota aumentam a preocupação sobre possíveis implicações para a saúde humana. A exposição aos MPs pelo homem pode ocorrer principalmente por meio da ingestão e inalação (KANNAN & VIMALKUMAR, 2021). É bem documentada a contaminação em alimentos (frutos do mar, mel, açúcar, sal, vegetais e frutas) (LIEBEZEIT & LIEBEZEIT, 2013; VAN CAUWENBERGHE & JANSSEN, 2014; IÑIGUEZ et al., 2017; CHO et al., 2019; CONTI et al., 2020), bebidas (água potável, cerveja, leite e refrigerante) (KOSUTH et al., 2018; MASON et al. 2018; DIAZ-BASANTES; CONESA; FULLANA, 2020; KUTRALAM-MUNIASAMY et al., 2020) e pelo ar atmosférico interno e externo (DRIS et al., 2015; DRIS et al., 2017; LIAO et al., 2021; ZHU et al., 2021). Apesar de ser bem documentada a contaminação humana por MPs e já ter sido detectada a presença dessas partículas em amostras de tecidos pulmonares (AMATO-LOURENÇO et al., 2021), fezes (SCHWABL et al., 2019), urina (PIRONTI et al., 2022), placenta (RAGUSA et al., 2021) e testículo (ZHAO et al., 2023), seus efeitos à saúde humana ainda são pouco compreendidos.

O presente estudo tem como propósito analisar a contaminação por microplásticos em cinco marcas comerciais de sal refinado de supermercado no Rio de Janeiro, Brasil. O sal é produzido pela evaporação da água do mar/lago por ação do sol e vento. Uma vez que o ambiente aquático se encontra altamente poluído por essas partículas, é bem provável que o sal de cozinha também esteja contaminado. Portanto, é necessário monitorar a presença desses contaminantes nos sais marinhos, uma vez que os MPs ameaçam a segurança alimentar humana.

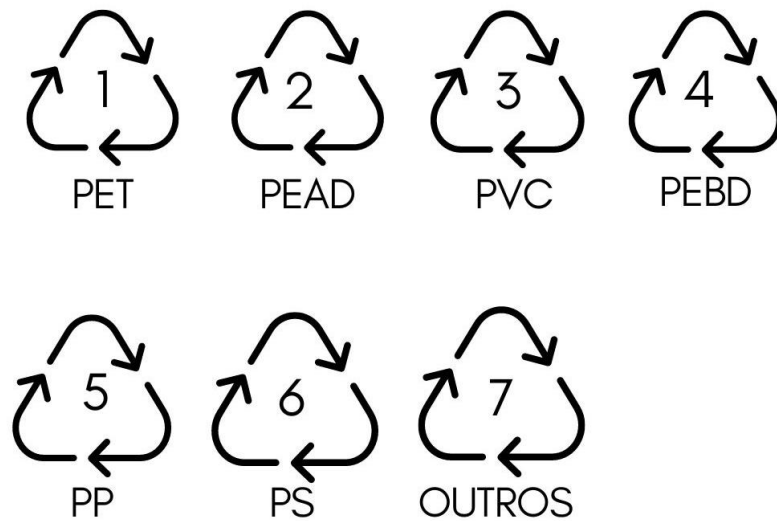
1 REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 Plásticos

Plástico é o termo aplicado a polímeros sintéticos capazes de serem moldados em determinada temperatura e pressão (LUSHER; HOLLMAN; MENDOZA-HILL, 2017). Esses polímeros são macromoléculas formadas por uma grande cadeia de monômeros produzida através de um processo químico chamado polimerização (THOMPSON et al., 2009; HAMMER; KRAAK; PARSONS, 2012). A matéria-prima principal usada no preparo dos plásticos são os combustíveis fósseis (petróleo bruto e gás natural), no entanto, plásticos derivados de fontes renováveis à base de biomassa, como milho vem sendo usados (KERSHAW, 2016).

Os plásticos podem ser divididos em três classes: termofixos, termoplásticos e elastômeros (LUSHER; HOLLMAN; MENDOZA-HILL, 2017). Termoplásticos se refere aos plásticos capazes de ser deformados por aquecimento. Isso inclui os principais polímeros (figura 1): polietileno (PE, alta e baixa densidade), polipropileno (PP), tereftalato de polietileno (PET), cloreto de polivinila (PVC) e poliestireno (PS). Os termofixos são aqueles que não deformam quando aquecidos, como, poliuretano (PU), resinas epóxi e resinas de poliéster. Já os elastômeros, são os polímeros com propriedades elásticas, que retornam à sua forma original após alongamento, como as borrachas (LUSHER; HOLLMAN; MENDOZA-HILL, 2017; KERSHAW et al., 2019).

Figura 1: Simbologia de identificação dos plásticos segundo a norma ABNT NBR 13230

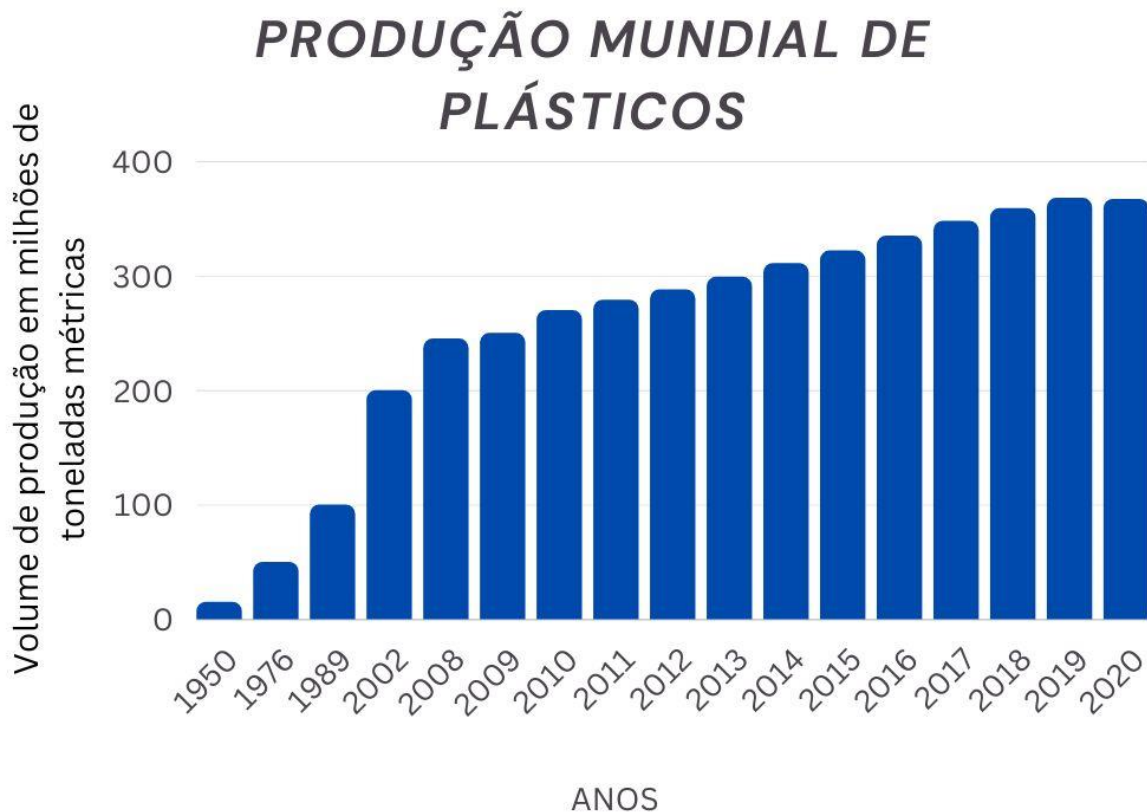


Legenda: PET: Polietileno tereftalato; PEAD: Polietileno de alta densidade; PVC: Policloreto de Vinila; PEBD: Polietileno de baixa densidade; PP: Polipropileno; PS: Poliestireno; OUTROS: Outras resinas.
Fonte: O autor, 2023.

Por serem materiais leves, resistentes, duráveis, baratos e versáteis, os plásticos tornam-se adequados para a fabricação de diversos produtos (THOMPSON et al., 2009; RYAN, 2015). Seu baixo custo de produção e suas boas especificações fizeram com que os plásticos substituíssem os materiais tradicionais como papel, metais, madeira e vidro ao longo dos anos (ANDRADY & NEAL, 2009). Atualmente, os plásticos estão amplamente difundidos no nosso cotidiano, sendo utilizados em quase todos os setores da economia, tais como: construção civil, agrícola, calçados, móveis, alimentos, têxtil, lazer, eletroeletrônicos, automobilísticos e médico-hospitalares.

Devido ao baixo custo de produção, somado ao conjunto de características favoráveis a fabricação, a produção global de plásticos aumentou muito desde a sua produção em massa na década de 1950, atingindo a marca de 367 milhões de toneladas em 2020 (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017; PLASTICS EUROPE, 2021). Com o crescimento populacional e os atuais padrões de consumo, a tendência é que produção de plásticos continue aumentando nos próximos anos, como mostra a figura 2.

Figura 2: Produção mundial de plásticos de 1950 a 2020



Fonte: Adaptada de Plastic Europe 2021 e Shanmugam *et al.*, 2020.

Apesar de desempenharem um importante papel na sociedade, os plásticos se tornaram um grande problema ambiental. Isso porque, as mesmas propriedades que os fizeram ser tão úteis são as razões pelas quais os plásticos são um sério risco para o meio ambiente, já que os tornam altamente resistentes à degradação (LAIST, 1987; GREGORY & ANDRADY, 2003). Os principais tipos de plásticos, como polietileno, polipropileno, poliestireno, PVC e PET, não são biodegradáveis, ou seja, não são degradados por completo naturalmente por ação dos microrganismos (TOKIWA *et al.*, 2009), sendo necessário a utilização de fatores abióticos (radiação UV, temperatura, abrasão mecânica) por um longo período para sua fragmentação (ANDRADY, 2011). O resultado é o acúmulo do plástico por anos nos ambientes (HAMMER; KRAAK; PARSONS, 2012). Com a crescente produção e uso desses materiais, principalmente as embalagens e produtos descartáveis, cujo uso é único, tem-se um agravamento do problema (XANTHOS & WALKER, 2017). Durante a pandemia da COVID-19 houve um aumento das taxas de consumo de produtos descartáveis, incluindo os equipamentos de proteção individual (máscaras e luvas). Segundo relatório da OceanAsia, foi

estimado que 1,56 bilhão de máscaras entraram nos oceanos em 2020, totalizando entre 4.680 e 6.240 toneladas de poluição por plástico (BONDAROFF & COOKE, 2020).

Infelizmente, o tratamento de resíduos plásticos não está acompanhando o aumento da produção e consumo, resultando em acúmulo no ambiente. A liberação de plásticos no ambiente é resultado do mau gerenciamento dos resíduos, descarte inadequado ou acidental (BARNES et al., 2009). Entre 1950 e 2015, somente 9% dos resíduos plásticos foram recicladas. Maior parte desses resíduos são depositados em aterro sanitário ou perdidos para o meio ambiente (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017).

O gerenciamento de resíduos plásticos é problemático e muitas das vezes o seu destino acaba sendo os oceanos. Isso resulta em um descarte anual de milhões de toneladas métricas de resíduos plásticos nos oceanos (JAMBECK et al., 2015). Esses materiais chegam ao oceano principalmente por meio do descarte inadequado ou acidental (BARNES et al., 2009). Sua origem pode ser terrestre, através do escoamento de rios, sistemas de águas residuais e lixo carregado pelo vento e chuva ou por fontes oceânicas, incluindo lixo despejado ou perdido por barcos/navios e plataformas offshore (HAMMER; KRAAK; PARSONS, 2012).

Uma vez no oceano, são poluentes persistentes, durando de centenas a milhares de anos (BARNES et al., 2009). Alguns tipos de plásticos que possuem a densidade menor que a da água, tendem a flutuar, podendo ser dispersos por longas distâncias por ação dos ventos e/ou correntes marinhas (VAN SEBILLE; ENGLAND; FROYLAND, 2012) ou perder a flutuabilidade e afundar (CORCORAN, 2015). Esses plásticos flutuantes podem ser transportados para lugares remotos e entrar e acumular nos giros oceânicos formando “manchas de lixo”. Um desses giros é a chamada 'Grande Mancha de Lixo do Pacífico', localizada em águas subtropicais entre a Califórnia e o Havaí, no Pacífico Norte. Essa mancha possui aproximadamente 1,6 milhão de km² e se estima conter mais de 1,8 trilhão de pedaços de plástico variando de megaplásticos (>50 cm) a microplásticos (0,05-0,5 cm) (LEBRETON et al., 2018). Ao todo existem cinco giros oceânicos, Giro do Atlântico Norte, Giro do Atlântico Sul, Giro do Pacífico Sul e o Giro do Oceano Índico, cada um concentrando esse tipo de poluição plástica (ERIKSEN et al., 2014).

Os detritos plásticos flutuantes também podem servir de habitat para uma diversidade de organismos (ZETTLER et al., 2013). “Plastifério” como são denominadas as associações formadas na superfície do plástico por fungos, bactérias, invertebrados, patógenos e espécies nocivas de proliferação de algas podem fornecer um mecanismo para a propagação de espécies invasoras e exóticas, inclusive patógenos, para outros lugares (ZETTLER et al., 2013; KESWANI et al., 2016; OBERBECKMANN et al., 2016).

A poluição plástica está onipresente no ecossistema aquático, ocorrendo nos ambientes de água doce (CABLE et al., 2017; WU, ZHANG, XIONG, 2018; ANDRADE et al., 2019), nos polos (LACERDA et al., 2019), superfície do mar (ERICKSEN et al., 2014) e no sedimento (WOODALL et al., 2014; VAN CAUWENBERGHE et al., 2015). Na vida marinha, causa impactos diretos, principalmente através da ingestão e emaranhamento. Uma análise realizada por KÜHN & VAN FRANEKER (2020) mostrou que 914 espécies de fauna marinha (incluindo aves marinhas, mamíferos marinhos, tartarugas marinhas e peixes) são afetadas por emaranhamento e / ou ingestão. A ingestão resulta em bloqueio do trato intestinal, sensação de falsa saciedade, lesões internas e até mesmo a morte do animal (GREGORY & ANDRADY, 2003; KÜHN, BRAVO RABELLO, VAN FRANEKER, 2015).

Existe uma grande preocupação em relação aos *Abandoned, Lost or otherwise Discarded Fishing Gear* (ALDFG), o que, traduzido para o português, refere-se aos equipamentos de pesca abandonados, perdidos ou descartados. A pesca fantasma como também são conhecidos esses equipamentos é definida por SMOLOWITZ (1978, p.3) como “a capacidade do equipamento de pesca de continuar pescando depois que todo o controle do equipamento é perdido pelo pescador”. Uma vez no mar, os ALDFG causam diversos danos ecológicos impactando principalmente os habitats marinhos e organismos (MACFADYEN et al., 2009). O emaranhamento pode resultar em afogamento, sufocação, lesões, diminuição da capacidade de predação, redução da mobilidade, incapacidade de evitar predadores e na pesca cíclica (GREGORY & ANDRADY, 2003). Esses equipamentos fantasmas podem seguir soltos no oceano por muito tempo depois de ser perdido ou descartado e continuar a captura de animais, mantendo um ciclo de pesca fantasma em suspensão na coluna d’água, até que elas sejam retiradas dos oceanos por intervenção humana (PUTSA; BOUTSON; TUNKIJJANUKIJ, 2016).

Essas artes também representam um perigo para a navegação e segurança das embarcações no mar, podendo emaranhar nas hélices ou motores, além de causar danos socioeconômicos para pescadores (MACFADYEN et al., 2009).

1.2 Microplásticos

Paralelamente às preocupações com a poluição plástica, nas últimas décadas vem aumentando a atenção com as partículas microscópicas de plásticos, conhecidos como microplásticos (THOMPSON et al., 2009b). Os microplásticos (MPs) são caracterizados como partículas de plástico de tamanho microscópico, que incluem fibras plásticas, grânulos, espumas, filmes e fragmentos. A faixa de tamanho dos microplásticos não é bem definida e varia de estudo para estudo, <5 mm (BARNES et al., 2009), 2-6 mm (DERRAIK, 2002), <2 mm (RYAN et al., 2009) e <1 mm (BROWNE et al., 2011; CLAESSENS et al., 2011; COLE et al., 2016). Entretanto, a definição mais utilizada na literatura é a proposta pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), que define o termo microplástico como partículas menores que 5 mm (ARTHUR et al., 2009).

Os MPs são classificados de acordo com sua origem: primários e secundários. Fazer essa diferenciação é importante para tentar descobrir a sua fonte e buscar alternativas para reduzir sua entrada no ambiente (GESAMP, 2015).

Microplásticos primários são partículas de plástico fabricadas intencionalmente pela indústria dentro dessa faixa de tamanho. Isso inclui pellets de resina plástica, que são pequenos grânulos na forma de um cilindro usado como a matéria-prima industrial de produtos plásticos. Os pellets são geralmente liberados no meio ambiente por perda acidental, durante a fabricação e/ou no transporte pela perda de contêineres de navios cargueiros (MATO et al., 2001; OGATA et al., 2009).

Outro microplástico primário bem encontrado no ambiente são as microesferas incorporadas em produtos cosméticos e de cuidado pessoal (FENDALL & SEWELL, 2009; UNEP, 2015a). Essas partículas de plástico esféricas são usadas nos produtos principalmente como agentes esfoliantes substituindo os materiais esfoliantes naturais, como pedra-pomes, aveia, damasco ou cascas de nozes (FENDALL & SEWELL, 2009; UNEP, 2015a). Após o uso, os microplásticos presente nos produtos são lavados diretamente nos ralos domésticos e acabam em estações de tratamento de águas residuais (ETARs) (MIRAJ; PARVEEN; ZEDAN, 2021). As ETARs são uma importante rota para a entrada de microplásticos em ambientes aquáticos (MAGNI et al., 2019). Devido ao seu tamanho pequeno, os microplásticos não são retidos pelos filtros das estações de tratamento de águas residuais e podem, portanto, entrar nos oceanos (IMO, 2016; MAGNI et al., 2019). Microplásticos mais

densos afundam e vão parar no lodo, enquanto os flutuantes passam pelo filtro fluem direto para o ambiente aquático (IMO, 2016).

Os microplásticos secundários originam-se da degradação e fragmentação de plásticos maiores. A degradação é um processo que leva a mudanças na estrutura e nas propriedades do plástico, tornando-os frágeis a ponto de se fragmentarem em tamanhos menores. Essa degradação pode ser realizada por processos de oxidação térmica, degradação foto-oxidativa, biodegradação e hidrólise (BROWNE et al., 2007; ANDRADY, 2011). No entanto, a degradação foto-oxidativa é o mecanismo mais eficiente na degradação dos plásticos (SINGH & SHARMA, 2008; UNEP, 2015; ANDRADY, 2017). Embora, outros tipos de processos de degradação também ocorram sobre os plásticos, elas ocorrem de forma mais lentas (ANDRADY, 2011).

As taxas de degradação são influenciadas por uma combinação de fatores ambientais, propriedades do polímero e de onde ele é exposto (GREGORY & ANDRADY, 2003; ANDRADY, 2011; GESAMP, 2015; ANDRADY, 2017). Altas temperaturas e altos níveis de oxigênio aumentam a taxa de degradação (UNEP, 2015). A presença de aditivos antioxidantes em determinados polímeros também pode influenciar nas taxas de degradação (Klein et al., 2018).

A degradação foto-oxidativa é causada pela radiação UV que resulta na quebra das cadeias poliméricas, produção de radicais e redução do peso molecular do polímero (BROWNE et al., 2007; YOUSIF & HADDAD, 2013; BOOTH et al., 2017). Durante estágios avançados de degradação, os detritos de plástico sofrem mudanças na estrutura e nas suas propriedades, tornando-se frágeis a ponto de se fragmentarem em tamanhos menores (GESAMP, 2015).

Esse mecanismo é muito eficiente em plásticos expostos em ambiente terrestre, entretanto, no ambiente aquático o processo acontece lentamente, diminuindo na seguinte ordem: plásticos que flutuam na água, na coluna d'água ou nos sedimentos (ANDRADY, 2011; GESAMP, 2015). A degradação na costa pode ser potencializada pela maior radiação UV, maiores temperaturas e oxigênio. Entretanto, quando o mesmo material plástico é exposto à luz do sol enquanto flutua na água do mar, a degradação é muito lenta. Esse retardo na degradação se deve principalmente às temperaturas relativamente mais baixas e menor disponibilidade de oxigênio no ambiente marinho (ANDRADY, 2011). Além disso, as incrustações na superfície dos detritos flutuantes protegem o plástico e dificultam a oxidação UV, diminuindo as taxas de degradação (GREGORY & ANDRADY, 2003). Ademais, a incrustação aumenta a densidade dos detritos fazendo com que afunde e se deposite no

sedimento. E uma vez que os plásticos ficam enterrados em sedimentos ou submersos em água, essas taxas também são mínimas pela ausência de radiação UV (UNEP, 2015b).

Com isso, pressupõe-se que a maioria dos MPs secundários são de fato gerados no ambiente costeiro e depois levados para o oceano (ANDRADY, 2011; ANDRADY, 2017).

1.3 Distribuição dos Microplásticos no Ambiente Marinho

Os microplásticos estão onipresentes no nosso cotidiano, sendo encontrados no ar atmosférico (DRIS et al., 2016), ambiente aquático (COLE et al., 2011; ERIKSEN et al., 2014) e sedimento (VAN CAUWENBERGHE et al., 2015; ALVES & FIGUEIREDO, 2016). Mas, como esses resíduos chegam aos ambientes aquáticos? Os microplásticos podem ser originários de fontes terrestres e/ou oceânicas (HAMMER; KRAAK; PARSONS, 2012). As fontes terrestres contribuem com 80% dos plásticos encontrados no ambiente marinho, isso inclui os microplásticos primários, plásticos descartados inadequadamente, fragmentos da degradação de pneus e plásticos carregados pelo vento e chuva (ANDRADY, 2011; HAMMER; KRAAK; PARSONS, 2012). As estações de tratamento de águas residuais são uma importante rota para a entrada de microplásticos em ambientes aquáticos (MAGNI et al., 2019). Assim como as microesferas de produtos cosméticos, uma grande proporção de fibras sintéticas derivada da lavagem de roupas pode ser introduzida em águas residuais para o ambiente aquático (BROWNE et al., 2011; NAPPER & THOMPSON, 2016; DE FALCO et al., 2019). As microfibras são liberadas das roupas sintéticas principalmente pelo atrito que os tecidos sofrem durante o processo de lavagem (DE FALCO et al., 2019). Estima-se que mais de 700.000 fibras poderiam ser liberadas com uma lavagem de roupa (NAPPER & THOMPSON, 2016; DE FALCO et al., 2019).

Os rios representam outra importante fonte de microplásticos para o oceano, em especial em áreas bem urbanizadas com alta densidade populacional e centros industriais (UNEP, 2016). LEBRETON et al. (2017) estimaram que entre 1,15 e 2,41 milhões de toneladas de resíduos plásticos entram no oceano todos os anos pelos rios globais, sendo os rios asiáticos os principais contribuintes da poluição.

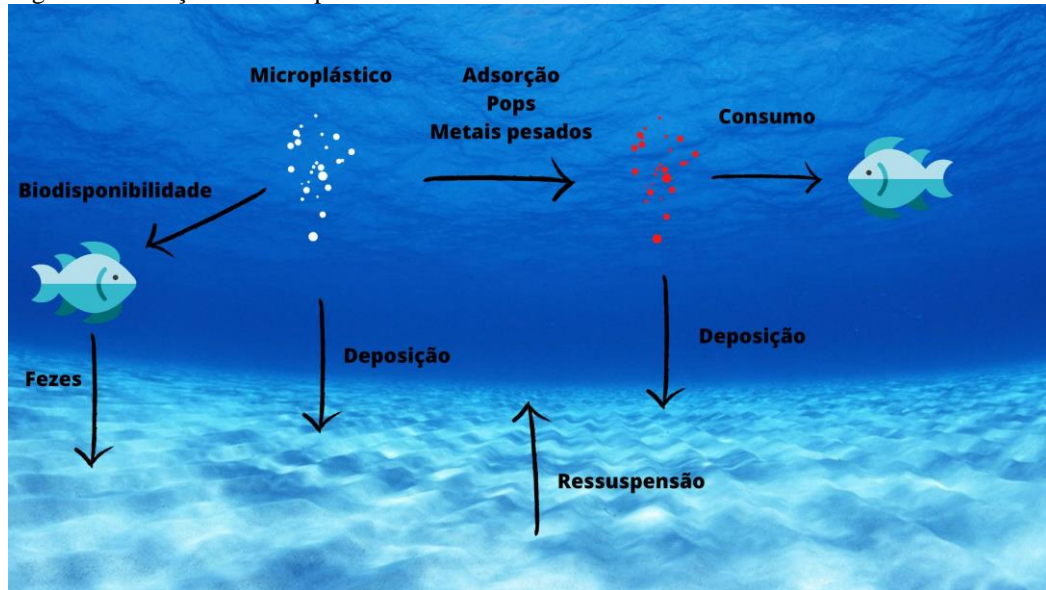
As fontes oceânicas correspondem aos resíduos gerados principalmente de embarcações de pesca, transporte marítimo, indústrias offshore e perda de contêineres

(HAMMER; KRAAK; PARSONS, 2012). Historicamente, os navios foram uma importante fonte de poluição do mar por plástico. Os plásticos são frequentemente usados na estrutura do navio, embalagens e artes de pesca (KAPTAN et al., 2020). Tendo em vista os impactos causados pelos navios foi criada a Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios (MARPOL), principal convenção internacional que cobre a prevenção da poluição do meio marinho por navios por causas operacionais ou acidentais. (IMO, 2021). No que diz a respeito à descarga de plásticos, o Anexo V proíbe a eliminação no mar de todas as formas de plásticos. No entanto, apesar das regulamentações, é difícil detectar violações no mar e muitas vezes é impossível vincular os detritos a um navio específico, de forma que a legislação é frequentemente ignorada por outros tipos de embarcações e a navegação ainda contribui significativamente para a poluição do plástico (RYAN et al., 2019).

A ocorrência de detritos de plásticos no ambiente marinho é bem variada, podendo ser encontrados na superfície da água, em suspensão na coluna d'água ou sedimentos. A densidade do polímero determinará sua distribuição no ambiente (BELLASI et al., 2020). Microplásticos de baixa densidade, ou seja, densidade menor que água, tem tendência a flutuar onde podem ser transportados por ventos e correntes por longas distâncias (IMO, 2016). No entanto, em função da mudança na densidade, como a incrustação biológica no polímero, eles também podem afundar (ANDRADY, 2011). Em contrapartida, microplásticos de alta densidade tendem a afundar mais rapidamente, podendo se acumular no sedimento (CORCORAN, 2015).

Uma vez no ambiente, o microplástico acaba por se tornar uma ameaça aos ecossistemas marinhos e de água doce, devido a sua alta biodisponibilidade para ingestão, persistência e associação com produtos químicos e poluentes, sendo assim, um vetor e fonte de substâncias tóxicas para a biota (ROCHMAN, 2015; ANDRADY, 2011), como mostra a figura 3.

Figura 3: Interação do microplástico no ambiente marinho



Fonte: O autor.

1.4 Microplásticos como Vetores de Produtos Químicos para o Ambiente:

Os resíduos de plástico podem ser uma fonte de produtos químicos tóxicos para o ambiente. Durante o seu processo de produção, substâncias como, monômeros, aditivos e solventes são adicionadas intencionalmente ao plástico (ROCHMAN, 2015). Os aditivos, como os plastificantes para dar maleabilidade ao material, retardantes de fogo para retardar a chama e estabilizadores de UV para evitar a degradação UV (ANDRADY & NEAL, 2009), são utilizados para melhorar o desempenho e dar propriedades exclusivas ao plástico (OECD 2004; THOMPSON et al., 2009). Aditivos típicos encontrados em alguns polímeros comuns são fornecidos na Tabela 1.

Tabela 1: Aditivos em cinco polímeros comuns, indicando sua função e proporção relativa.

Polímero	Tipo de aditivo	Quantidade em polímeros (% w/w)
PP	Antioxidante	0.05-3
	Retardante de fogo	12-18
PEAD	Antioxidante	0.05-3
	Retardante de fogo	12-18
PEBD	Antioxidante	0.05-3
	Retardante de fogo	12-18
PVC	Plastificante	10-70
	Estabilizante	0.5-3
PUR	Retardante de fogo	12-18

Fonte: Adaptado de HERMABESSIERE et al. (2017).

Os aditivos mais comuns nos oceanos incluem os ftalatos, compostos de nonilfenol, retardadores de chama bromados (BFRs) e bisfenol A (BPA), muitos dos quais são persistentes e bioacumuláveis (ENGLER, 2012; HERMABESSIERE et al., 2017). Além disso, possuem ou tem potencial de desreguladoras endócrinas, incluindo nonilfenol, bisfenol A, BFRs e ftalato (HERMABESSIERE et al., 2017; GALLO et al., 2018).

Os aditivos, assim como outras substâncias químicas presentes no plástico, não estão quimicamente ligados à matriz do polímero e podem ser liberados durante a sua vida útil, desde a produção até o descarte do produto. Vários desses aditivos podem ser tóxicos ao meio ambiente, organismos e saúde humana (LITHNER et al., 2009; LITHNER et al., 2011; ENGLER, 2012). WIESINGER et al. (2021) identificaram mais de 10.500 produtos químicos em plásticos. Dentre as 10.500 substâncias, cerca de 2.480 substâncias (24%) como substâncias potencialmente preocupantes. Essas substâncias são altamente estáveis, se acumulam em organismos ou costumam ser tóxicas para a vida aquática. Além disso, 901 substâncias perigosas foram aprovadas para uso em plásticos de contato com alimentos. Essas substâncias podem migrar dos materiais de embalagem para os alimentos e se tornar uma via de exposição a humanos (HAHLADAKIS et al., 2018).

Assim como fontes, os plásticos também podem ser sumidouros de contaminantes. Os plásticos podem acumular uma mistura de contaminantes químicos presentes na água

(ENGLER, 2012; ROCHMAN, 2015; GESAMP, 2016) e com a diversidade de produtos químicos já presentes na sua fabricação (figura 4), representam um perigo ao ambiente e biota marinha.

Figura 4 - Interação do plástico com os compostos químicos.



Legenda: Setas verdes indicam os compostos que adsorvem no plástico e as setas vermelhas indicam os compostos que são liberados dos plásticos para o ambiente e que também podem adsorver no plástico. Fonte: O autor, 2022.

A superfície dos plásticos pode acumular produtos químicos como a maioria dos poluentes orgânicos persistentes (POPs), substâncias bioacumuláveis tóxicas persistentes (PBTs), metais, produtos farmacêuticos e outros contaminantes emergentes (MATO et al., 2001; ROCHMAN, 2015; PUCKOWSKI et al., 2021).

A concentração de poluentes nos polímeros irá depender da capacidade de sorção dos produtos químicos ao plástico. Estudos mostram que a interação hidrofóbica tem forte influência na sorção (RAZANAJATOVO et al., 2018; LIU et al., 2020). Contaminantes hidrofóbicos, como a maioria dos POPs, possuem baixa solubilidade aquosa e tendem a se concentrar na superfície da água e quando entram em contato com partículas de plásticos que também possuem características hidrofóbicas tendem a absorver e concentrar (ENGLER et al., 2012; LEE et al., 2014; TORRES et al., 2020). Sabendo disso, resinas de pellets têm sido usadas como amostradores para monitorar a contaminação global dos oceanos (TAKADA, 2013). A International Pellet Watch (IPW) é um programa de monitoramento global coleta

pellets em praias ao redor do mundo medindo as concentrações de vários POPs adsorvidos nos detritos de plástico (OGATA et al., 2009; OHGAKI et al., 2021).

O tipo de polímero também influencia nos mecanismos de sorção. TEUTEN et al. (2007) observaram que o polietileno absorve mais de fenantreno do que o polipropileno ou o PVC. Isso acontece porque cada polímero possui propriedades específicas, como cristalinidade, polaridade, área de superfície e grupos funcionais, logo a capacidade de sorção irá variar de polímero para polímero (WANG et al., 2020). Outro importante fator é o tamanho da partícula de plástico. Com a diminuição do tamanho do plástico, a área de superfície específica aumenta e, conseqüentemente há um aumento na capacidade de sorção (ROCHMAN, 2013; WANG et al., 2020).

Outros mecanismos como, interações eletrostáticas, ligações de hidrogênio, forças de Van der Waals e interações π - π , também podem influenciar na capacidade de sorção do contaminante ao plástico (WANG et al., 2020). A atuação desses mecanismos é complexa e irá depender das características físicas e químicas do polímero e do contaminante químico e de fatores ambientais (WANG et al., 2020; TORRES et al., 2021).

Dada essa capacidade de acumular produtos químicos, os microplásticos podem ser considerados vetores de contaminantes para o ambiente (ROCHMAN, 2015). Estudos vêm mostrando que quantidades de contaminantes orgânicos e metais acumulados na superfície do plástico pode ser maior do que encontrado na água (BRENNECKE et al., 2016; ATUGODA et al., 2021). Com isso, microplásticos podem se tornar importantes no transporte de contaminantes químicos. Plásticos flutuantes podem transportar contaminantes por longas distâncias e até para locais remotos através das correntes oceânicas e ventos (ENGLER et al., 2012; VAN SEBILLE; ENGLAND; FROYLAND, 2012). Microplásticos de alta densidade ou com presença de incrustação podem afundar e carregar produtos químicos para os sedimentos e organismos bentônicos (TEUTEN et al., 2007; ANDRADY, 2011; CORCORAN, 2015).

É bem documentada a ingestão de partículas microplásticas por organismos aquáticos e tendo em vista o potencial de acumulação e lixiviação de substâncias químicas pelos microplásticos, há uma preocupação dos efeitos toxicológicos que esses contaminantes podem causar nos organismos (TEUTEN et al., 2007; HERMABESSIERE et al., 2017).

1.5 Impactos

1.5.1 Impactos nos organismos

Seu pequeno tamanho os torna disponíveis para ingestão representando um risco para a biota aquática (GESAMP, 2015) e um risco para a saúde humana que consome muitos desses organismos (DANIEL, ASHRAF, THOMAS, 2020; DANOPOULOS et al., 2020). A ingestão de MP foi documentada para vários organismos, em todos os níveis tróficos, incluindo zooplâncton, equinodermos, cnidários, crustáceos, bivalves, cefalópodes, peixes, tartarugas, aves e mamíferos marinhos (COLE et al., 2013; HALL et al., 2015; AZEVEDO-SANTOS et al., 2019; BASTO et al., 2019; CHO et al., 2019; DUNCAN et al., 2019; PLEE & POMORY, 2020; HARA, FRIAS, NASH, 2020; MOORE, 2020; XU, 2020; GONG et al., 2021).

Os organismos podem ingerir as partículas de plástico através da ingestão direta ou ingestão indireta (WALKINSHAW et al., 2020). A crescente abundância de microplásticos no ambiente marinho aumentará as chances de um organismo ingerir MPs usando diferentes estratégias de alimentação (AUTA et al., 2017). Algumas características dos microplásticos (cor, formato, densidade e tamanho) podem afetar na disponibilidade dessas partículas no ambiente e contribuem para a ingestão, uma vez que os animais acabam confundindo com as suas presas naturais (WRIGHT et al., 2013). ORY et al. (2017) observaram que peixes (*Decapterus muroadsi*) mostraram seletividade para microplásticos de polietileno azul que eram semelhantes em cor e tamanho às espécies de copépodes azuis que eles comumente predam. Com isso, organismos podem ingerir microplásticos erradamente confundindo com suas presas (ORY et al., 2017).

A ingestão indireta ou transferência trófica ocorre quando os organismos consomem presas contaminadas (WALKINSHAW et al., 2020). Estudos em laboratórios mostram a ocorrência de transferência trófica de microplástico de mexilhão para caranguejo (FARRELL & NELSON, 2013), peixe para focas (NELMS et al., 2018) e copépodes para água viva (COSTA et al., 2020). Estes resultados aumentam a preocupação com o potencial de o microplástico atingir organismos de topo de cadeia, incluindo humanos (FARRELL & NELSON, 2013; CARBERY et al., 2018).

A ração comumente usada em aquicultura para alimentação de animais devido à riqueza de proteína e minerais também pode ser uma via de ingestão de microplásticos (CHO & KIM, 2011; HANACHI et al., 2019). A farinha de peixe é produzida a partir de peixes crus, subprodutos de peixes e frutos do mar, com isso qualquer microplástico dentro desses organismos pode contaminar a farinha de peixe processada (CHO & KIM, 2011). HANACHI et al. (2019) analisaram carpa comum cultivada (*Cyprinus carpio*), alimentando-se com quatro variedades de farinha de peixe. Os resultados mostram a presença de fragmentos tanto na farinha de peixe, quanto no trato gastrointestinal da carpa, indicando que a farinha de peixes pode ser uma fonte de contaminação de MPs para peixes de cultura.

Uma vez ingeridos, os microplásticos podem causar danos à saúde do organismo (WALKINSHAW et al., 2020). Experimentos de laboratório mostraram vários efeitos adversos da exposição de MPs em animais marinhos, como mudanças comportamentais (BARBOZA et al., 2018; LIMONTA et al., 2019), redução da taxa de alimentação, massa corporal e taxa metabólica (WELDEN & COWIE, 2016), mortalidade (GRAY & WEINSTEIN, 2017), diminuição do desempenho predatório (DE SÁ et al., 2015), redução do desempenho de natação (BARBOZA et al., 2018), modificações na reprodução (SUSSARELLU et al., 2016), alterações intestinais (PEDÀ et al., 2016), redução na fotossíntese e o crescimento em microalgas (WU et al., 2019). Além disso, a toxicidade de produtos químicos absorvidos ou aditivos dos microplásticos podem causar efeitos adversos nos organismos após a ingestão (HERMABESSIERE et al., 2017; WALKINSHAW et al., 2020).

Após a ingestão, os microplásticos podem também ser rejeitados pelo organismo via pseudofeces (WALKINSHAW et al., 2020). COLE et al. (2016) mostraram que o zooplâncton ingere microplásticos e após a passagem pelo intestino, são eliminados dentro de suas pelotas fecais. Esses pellets contendo microplásticos podem ser ingeridos indiretamente por outros animais e ser um vetor de transferência vertical de MPs da superfície para o sedimento (COLE et al., 2016).

1.5.2 Vias de exposição a seres humanos

A onipresença dos microplásticos no ambiente e seus impactos na biota aumentam a preocupação sobre possíveis implicações para a saúde humana. A exposição de partículas de

plástico pelo homem pode ocorrer principalmente por meio da ingestão e inalação (KANNAN & VIMALKUMAR, 2021).

1.5.2.1 Ingestão

Os humanos estão expostos à microplásticos pela alimentação através do consumo principalmente de frutos do mar, em especial, os bivalves. Os bivalves, como os mexilhões e ostras são organismos filtradores e durante a sua alimentação, podem ingerir acidentalmente e acumular os microplásticos presentes na água (CHO et al., 2019). Esses organismos são bem consumidos por humanos e uma vez que são consumidos inteiros, sem retirada do intestino podem ser uma via direta de exposição (LUSHER et al., 2017; CHO et al., 2019). VAN CAUWENBERGHE & JANSSEN (2014) estimaram o potencial de exposição de humanos aos microplásticos por meio da ingestão de frutos do mar e calcularam que em países europeus com alto consumo de marisco, os consumidores ingerem até 11.000 partículas microplásticas por ano, enquanto em países com baixo consumo, os consumidores ingerem uma média de 1.800 microplásticos por ano.

A presença de MPs no trato gastrointestinal de peixes consumido por humanos já foi documentada (ROCHAMAN et al., 2015b; MIRANDA & DE CARVALHO-SOUZA, 2016; BESSA et al., 2018), entretanto, isso não fornece uma via direta para a exposição, uma vez que este órgão é geralmente retirado antes do consumo (WRIGHT & KELLY, 2017). No entanto, estudos vem mostrando a presença de MPs em tecidos comestíveis de peixes, crustáceos e lulas (KARAMI et al., 2017; DANIEL et al., 2020; DANIEL et al., 2021), o que indica que esses tecidos também podem ser uma rota de exposição para humanos. Microplásticos também já foi encontrado em outros itens alimentares como, mel, açúcar, sal, vegetais e frutas (LIEBEZEIT & LIEBEZEIT, 2013; IÑIGUEZ et al., 2017; CONTI et al., 2020).

A ingestão de bebidas também pode ser uma via de contaminação humana por microplásticos. MASON et al. (2018) mostraram que 93% das onze marcas globais de água mineral engarrafada apresentaram algum sinal de contaminação microplástica. Os autores classificaram as partículas encontradas em: partículas confirmadas por Vermelho do Nilo + FTIR, com tamanho $>100\mu\text{m}$ e partículas marcadas com Vermelho do Nilo, com tamanho

6,5-100 μm . Foi encontrada uma abundância de 0-14 part./L ($> 100 \mu\text{m}$) e uma abundância de 7- 47 part./L (6,5–100 μm). Eles sugerem que os microplásticos encontrados são provenientes da própria embalagem e / ou do próprio processo de engarrafamento, uma vez polipropileno foi o tipo de polímero mais comum (54%), que corresponde a um plástico comum usado para a fabricação de tampas de garrafa. Além das águas engarrafadas, foi detectada a presença de MPs em águas de torneira. KOSUTH et al. (2018) analisaram água de torneira de 14 países em todo mundo e encontraram partículas em 81% das 159 amostras, com uma concentração de 0 a 61 partículas / L. A tendência é que a exposição por microplástico em água engarrafada seja maior do que a água da torneira em uma diferença de 22 vezes (COX et al., 2019). Com isso, a água engarrafa consiste em uma fonte considerável de ingestão de MPs (MASON et al. 2018; COX et al., 2019). Microplástico também foi encontrado em outras bebidas, como leite, cerveja e refrigerante (LIEBEZEIT & LIEBEZEIT, 2014; KUTRALAM-MUNIASAMY et al., 2020; SHRUTI et al., 2020).

1.5.2.2 Inalação

Além da exposição à ingestão de comidas e bebidas, a inalação pode ser outra importante via de exposição humana aos MPs. O pequeno tamanho e baixa densidade possibilitam que os MPs sejam suspensos e transportados pelo vento, podendo assim ser inalados pelos humanos (KANNAN & VIMALKUMAR, 2021). Estudos mostram a presença de MPs na atmosfera, tanto no ar interno quanto no ar externo (DRIS et al., 2015; DRIS et al., 2017; LIAO et al., 2021; ZHU et al., 2021). Tal como, os MPs podem se depositar no chão, em forma de poeira doméstica e se tornar via de exposição para ingestão para crianças (GASPERI et al., 2017).

As maiores concentrações de MPs foram encontradas em ambiente interno em relação ao externo (DRIS et al., 2017; CHOI et al., 2022), com concentrações variando entre 0,4 e 59,4 fibras/ m^3 e 0,3 e 1,5 fibras/ m^3 , respectivamente (DRIS et al., 2017). Os tipos de microplásticos encontrados na atmosfera incluem fibras de têxteis sintéticos, fragmentos de plásticos/pneus de borracha, filmes plásticos, espumas e poeira urbana (PRATA, 2018; ENYOH et al., 2019). As fibras são importantes fontes de MP atmosférico (WANG et al., 2021). Essas podem ser de origens naturais (algodão, lã) ou artificiais (viscose, raiom, acetato

de celulose) ou sintéticas (produtos petroquímicos) (DRIS et al., 2017). As fibras são liberadas de roupas sintéticas principalmente pelo atrito que os tecidos sofrem durante o processo de lavagem (DE FALCO et al., 2019). Estima-se que 1900 fibras poderiam ser liberadas com a lavagem de apenas uma peça de roupa (BROWNE et al., 2011). VIANELLO et al. (2019) testaram a exposição humana aos MPs em ambiente interno com um manequim térmico que simula a taxa metabólica e respiração humana. Os resultados mostram uma taxa de inalação de 272 partículas em 24 horas. Apesar de ser uma simulação da respiração, esses resultados expõe o potencial de exposição de MP pela inalação em ambiente interno. Em outro estudo, CATARINO et al. (2018) demonstrou que a exposição à fibra durante uma refeição por meio da precipitação de poeira doméstica pode ser maior que ingestão de fibras por meio do consumo de mexilhão.

1.5.3 Impactos na saúde humana

Como visto no capítulo anterior, evidências científicas apontam para a contaminação microplástica na atmosfera e em diversos itens alimentícios para consumo humano, indicando vias de exposição humana à microplásticos. Prova disso, é a presença de MPs no corpo humano, em amostras de tecidos pulmonares (AMATO-LOURENÇO et al., 2021), fezes (SCHWABL et al., 2019; LUQMAN et al., 2021), placenta (RAGUSA et al., 2021) e testículo (ZHAO et al., 2023). Apesar disso, seus efeitos e toxicidade no corpo humano ainda são pouco compreendidos. Os MPs podem causar efeitos físicos, químicos e biológicos na saúde humana (BLACKBURN & GREEN, 2022).

Efeitos Físicos: As principais vias de exposição para os MPs entrarem no corpo humano são através da dieta e inalação. Os microplásticos atmosféricos podem entrar no sistema respiratório, enquanto os ingeridos podem parar no trato gastrointestinal (WRIGHT & KELLY et al., 2017).

Os MPs presentes na atmosfera podem ser inaláveis ou respiráveis e o seu tamanho determinará o destino no sistema respiratório. Partículas e fibras $\leq 10 \mu\text{m}$ capazes de entrar pelo nariz e boca e se depositar nas vias aéreas superiores são inaláveis. Já as partículas e fibras $\leq 2,5 \mu\text{m}$ capazes de atingir e se depositar no pulmão profundo são respiráveis (KELLY

& FUSSELL, 2012; GASPERINI et al., 2018). Uma vez inalada, os MPs provavelmente serão submetidas à depuração mucociliar nas vias aéreas superiores, no entanto, algumas partículas mais finas podem evitar esse mecanismo de depuração e se depositar nos tecidos pulmonares (KELLY & FUSSELL, 2012; GASPERINI et al., 2018). Presença de fibras e fragmentos em tecidos pulmonares (AMATO-LOURENÇO et al., 2021) e pulmão (PAULY et al., 1998) confirmam que MPs podem ser inalados.

Os efeitos adversos à exposição do MP atmosférico são pouco compreendidos, entretanto, irá depender da concentração e tempo de exposição (PRATA, 2018). Trabalhadores da indústria têxtil, cloreto de vinila (VC) e cloreto de polivinila (PVC) são os mais expostos e susceptíveis a esses efeitos (FACCIOLÀ et al., 2021). A alta exposição desses trabalhadores a MP pode resultar em doenças ocupacionais respiratórias. O risco para trabalhadores de flocos de polipropileno para sintomas respiratórios é 3,6 maiores do que para trabalhadores não expostos (ATIS et al., 2005). Essas partículas inaladas podem causar doença pulmonar intersticial, bronquite crônica, tosse, falta de ar e aumento das chances de desenvolvimento de câncer de pulmão (PIMENTEL et al., 1975; ESCHENBACHER et al., 1999; PRATA, 2018).

Visto à onipresença de MPs em alimentos (frutos do mar, sal, açúcar) e bebidas (água engarrafada, água de torneira, cerveja, leite), a possibilidade de ingestão dessas partículas é cada vez maior. Assim como ocorre nas vias respiratórias, partículas ingeridas são bloqueadas no muco do trato gastrointestinal. No entanto, dependendo do tamanho podem ultrapassar esse muco e chegar ao trato gastrointestinal (WRIGHT & KELLY et al., 2017). A presença de MPs em fezes humanas confirma a contaminação do trato gastrointestinal por essas partículas (SCHWABL et al., 2019; LUQMAN et al., 2021).

Os efeitos da ingestão humana de MPs ainda são pouco compreendidos. A toxicidade é dependente da concentração e tamanho dos MPs (HWANG et al., 2020). O acúmulo de microplásticos pode levar a inflamação, citotoxicidade, estresse oxidativo e apoptose (WRIGHT & KELLY et al., 2017; PRATA et al., 2020). Em teste in vitro, TAMARGO et al. (2022) observaram uma mudança na composição e diversidade das comunidades microbianas intestinal humana após a ingestão de MPs de PET. Essa alteração microbiana pode causar efeitos na saúde humana e influenciar na homeostase intestinal (TAMARGO et al., 2022). As pesquisas sobre os efeitos adversos na saúde humana ainda estão em fase preliminar, feitos em condições de laboratório e muitas das vezes simulando com concentrações maiores que a exposição diária humana.

Efeitos Químicos: Seja através da ingestão ou inalação, substâncias químicas presentes nos plásticos podem causar efeitos em humanos. Durante o processo de produção, uma ampla gama de substâncias químicas como, monômeros, aditivos e solventes são adicionadas intencionalmente ao plástico (ROCHMAN, 2015). Essas substâncias não estão quimicamente ligadas à matriz do polímero e podem ser liberados durante a produção e vida útil do plástico (LITHNER et al., 2009; LITHNER et al., 2011; ENGLER, 2012). Muitos desses compostos são prejudiciais à saúde humana, classificados como desreguladores endócrinos, incluindo nonilfenol, bisfenol A, BFRs e ftalato (HERMABESSIERE et al., 2017; GALLO et al., 2018).

Os ftalatos são produtos utilizados como plastificantes em PVC. Diversos produtos de uso comum possuem ftalatos e seus metabólitos, como revestimentos de parede, pisos, estofados de móveis, cortinas de chuveiro, mangueiras de jardim, brinquedos, sapatos e produtos médicos (BENEDICT et al., 2022). Os ftalatos não estão fortemente ligados nos plásticos, portanto, podem ser lixiviados e evaporados no ar, expondo os humanos através da ingestão, inalação e contato dérmico (HEUDORF; MERSCH-SUNDERMANN; ANGERER, 2007; WANG & QIAN, 2021). Concentrações de ftalatos já foram detectadas em leite materno (MAIN et al., 2006; KIM et al., 2015) e urina (GUO et al., 2011). A exposição de ftalatos está associada sobrepeso e obesidade (BUSER; MURRAY; SCINICARIELLO, 2014), doenças alérgicas e asma (BORNEHAG et al., 2004; KOLARIK et al., 2008; BAMAI et al., 2014), menopausa precoce (GRINDLER et al., 2015), diminuição da fecundidade (LOUIS et al., 2014), baixo peso em recém-nascidos (ZHANG et al., 2009), puberdade precoce e fertilidade, desenvolvimento sexual alterado, resistência à insulina (WANG; ZHU; KANNAN, 2019).

O Bisfenol A (BPA) é outra substância presente nos plásticos que causa bastante preocupação a saúde humana. BPA é utilizado na produção de plástico policarbonato e resina epóxi. Esses plásticos são bastante usados em produtos de consumo, como, equipamentos eletrônicos, embalagens e latas de alimentos e bebidas, talheres e recipientes de armazenamento de alimentos (HUANG et al., 2012; ROCHESTER, 2013). A principal fonte de exposição desse composto a humanos é através da ingestão, onde o BPA pode migrar das embalagens e recipientes para os alimentos (CERHR, 2008; HUANG et al., 2012). A exposição desse composto com os seres humanos pode resultar em problemas na saúde reprodutiva de homens e mulheres, distúrbios endócrinos, obesidade, problemas cardiovasculares e carcinogenicidade (TRASANDE; ATTINA; BLUSTEIN, 2012; ROCHESTER, 2013; MANZOOR et al., 2022).

Além das substâncias químicas já presentes nos plásticos, a superfície dos microplásticos pode acumular produtos químicos presentes no ambiente como, os POPs, metais e fármacos (MATO et al., 2001; ROCHMAN, 2015; PUCKOWSKI et al., 2021). Há uma preocupação dos efeitos toxicológicos que esses contaminantes podem provocar nos humanos. Muitas dessas substâncias podem causar câncer, desregulação endócrina, problemas reprodutivos, obesidade e doenças cardiovasculares (MUDGAL et al., 2010; GUO et al., 2019).

Efeitos Biológicos: Os detritos plásticos podem servir de habitat para uma diversidade de organismos (ZETTLER et al., 2013). “Plastisfério” como são denominadas as associações formadas na superfície do plástico por fungos, bactérias, invertebrados, patógenos e espécies nocivas de proliferação de algas podem fornecer um mecanismo para a propagação de espécies invasoras e exóticas, patógenos para outros lugares (ZETTLER et al., 2013; KESWANI et al., 2016; OBERBECKMANN et al., 2016). Estudos vêm mostrando que microorganismos, incluindo patógenos humanos podem se associar em microplásticos (KIRSTEIN et al., 2016; FRÈRE et al., 2018; WU et al., 2019a; SUN et al., 2020; GKOUTSELIS et al., 2021; ZHANG et al., 2022).

ZHANG et al. (2022) descobriram a associação dos parasitas *Toxoplasma gondii*, *Cryptosporidium parvum* e *Giardia enterica* em microplásticos. Em humanos, *Cryptosporidium* causa doenças diarreicas e em crianças pode até causar a morte (DUPONT et al., 1995; KHALIL et al., 2018). *T. gondii* causa a toxoplasmose, uma infecção assintomática na maioria das pessoas, no entanto, em indivíduos imunocomprometidos o quadro clínico pode ser mais grave e levar a morte. Em mulheres grávidas infectadas, o parasita pode atravessar a placenta levando à infecção do feto podendo causar distúrbios, como, visão diminuída, convulsões, calcificação intracerebral (TENTER; HECKEROTH; WEISS, 2000; HILL & DUBEY, 2018).

Há uma preocupação com o potencial de transferência desses patógenos pelos microplásticos na cadeia alimentar, no entanto, essa hipótese é pouco compreendida (BOWLEY et al., 2021). ROTJAN et al. (2019) mostraram a ingestão de microesferas colonizadas com o patógeno *Escherichia coli* pelo coral *Astrangia poculata*. Em outro estudo, PENNINO et al. (2020) mostraram uma relação positiva entre parasitas e ingestão de microplásticos em anchova e sardinha, destacando que tanto o parasitismo quanto a ingestão de microplásticos são preocupações para a saúde dos organismos e dos seres humanos (PENNINO et al., 2020). Esses resultados reforçam a hipótese transferência de patógenos dos MPs para os organismos, fornecendo evidências sobre a capacidade de atuação do

microplástico como vetor de patógenos (ROTJAN et al., 2019; PENNINO et al., 2020). Os dados disponíveis não fornecem nenhuma evidência de risco para a saúde humana, no entanto, há um risco de exposição a patógenos, sendo necessários mais estudos nessa área (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2022).

1.6 Sal

O cloreto de sódio (NaCl), comumente conhecido como sal é um composto químico formado pela mistura de 40% de sódio (Na) e 60% de cloro (Cl) (KLOSS et al., 2015). Este composto apresenta-se sob a forma de cristais brancos, inodoros e com sabor salino-salgado (NATIONAL CENTER FOR BIOTECHNOLOGY INFORMATION, 2023).

O sal possui uma diversidade de aplicações, sendo muito usada pelas indústrias química e alimentícia. A indústria química é a maior consumidora de sal utilizando cerca de 60% da produção total para a manufatura de produtos, como a soda cáustica, cloro, carbonato de sódio, vidro, plástico, alumínio e outros (SEDIVY, 2006). Em seguida, com cerca de 30% vem a indústria alimentícia. Esse condimento fornece elementos nutricionais essenciais para os seres humanos e animais. Além disso, desempenha um papel excelente como conservante natural, uma vez que reduz o crescimento e desenvolvimento da flora microbiana, melhora o sabor, dá textura e aromatiza os alimentos (SEDIVY, 2006; ADITIVOS & INGREDIENTES, 2011; ELIAS et al., 2020). O restante da produção total de sal é aplicado em atividade de tratamento de água, produção de salmouras de resfriamento e outras aplicações menores (SEDIVY, 2006).

O sal pode ser classificado conforme a sua composição, processamento (comum, refinado e marinho) e características dos grãos (grosso, peneirado, triturado e moído). Atualmente, existem vários tipos de sal: sal refinado ou sal de cozinha, sal marinho, sal de rocha ou sal-gema e sal kosher, sendo extraídos principalmente do mar, lagos e rochas salinas (ADITIVOS & INGREDIENTES, 2011). Os processos de produção variam conforme o tipo de sal: o sal marinho e o sal refinado são obtidos por evaporação e o sal-gema e sal kosher vem da mineração em jazidas (IÑIGUEZ; CONESA; FULLANA, 2017).

Dentre os métodos de produção de sal, o sistema de evaporação é o mais comum. Esse procedimento é muito aplicado em regiões de clima quente, onde as taxas de evaporação são superiores às taxas de precipitação (MORTON SALT, 2022). As salinas solares são

ecossistemas artificiais de supramaré explorados para a obtenção de sal marinho, sendo encontradas ao longo das zonas tropicais e subtropicais (COSTA et al., 2013). Nesses ecossistemas, a água do mar ou estuário é evaporada por ação do sol e vento. Enquanto a evaporação vai acontecendo, a salinidade aumenta e a água é transferida por gravidade para uma série de tanques interconectados até atingir a saturação para a cristalização do Cloreto de Sódio (OREN, 2009; PEDRÓS-ALIÓ et al., 2000).

A produção de sal marinho segue algumas etapas: captação, evaporação, concentração, cristalização, colheita e embarque. Inicialmente, a água salgada do mar é captada através de bombas ou motores e abastece tanques evaporadores. Em seguida, a água captada com salinidade em torno de 35 g/l é evaporada pela ação do sol e do vento até atingir a salinidade de 200 g/l. A evaporação causa um aumento da concentração de sal, conhecida como salmoura. Após atingir essa salinidade, a salmoura é transferida dos tanques evaporadores para os tanques de concentração. Neste tanque, a salmoura fica armazenada até atingir salinidade de 250 g/l. Durante esse processo, Carbonato de Sódio (CaCO_3) e Sulfato de Cálcio (CaSO_4) que possuem solubilidade menor ao Cloreto de Sódio são precipitados. Mais tarde, a salmoura é então transferida para os cristalizadores, etapa final da produção do sal marinho, onde a salmoura com salinidade superior a 250 g/l começa a cristalizar o sal. Após a cristalização, o sal é recolhido e passa por um processo de lavagem com água salgada para remoção de impurezas e redução de elementos indesejáveis. Após a lavagem, o sal é conduzido por esteiras até um aterro, onde são empilhados os grãos para passar por um processo de cura, com intuito de reduzir a umidade e o magnésio, tornando-se pronto para o uso pela indústria química. Em seguida, o sal produzido é transportado para o beneficiamento, onde passa por processos de refino e moagem, resultando em um produto apto para consumo humano, animal e industrial (MANI et al., 2012; IÑIGUEZ; CONESA; FULLANA, 2017; SILVA et al., 2019; SALINOR, 2023).

Segundo dados da USGS Mineral Commodity Summaries, a produção mundial de todos os tipos de sal em 2022 foi estimada em torno de 290 milhões de toneladas métricas (Mt). A maior produtora de sal do mundo é a China com 64 milhões de toneladas métricas, seguida pela Índia com 45 Mt e Estados Unidos, com 42 Mt. O Brasil aparece na 9ª posição, produzindo cerca de 7,4 Mt (U.S. Geological Survey, 2023).

No Brasil, as maiores empresas salineiras estão presentes no litoral setentrional do estado do Rio Grande do Norte (RN), nas margens dos seus estuários (ROCHA; DA SILVA; DE LUCENA, 2009). O RN é o principal produtor de sal marinho do país, sendo responsável por cerca 95,4% da produção e exportação. Em seguida, vem o Rio de Janeiro com 3%, Ceará

com 1,5% e do Piauí, com 0,1%. Esse destaque do RN na produção brasileira se deve às ótimas condições climáticas, como o clima árido, com temperaturas elevadas ($> 28\text{ }^{\circ}\text{C}$), ventos constantes, alta taxa de evaporação, baixo volume acumulado de precipitação anual ($< 800\text{ mm}$) e baixa taxa de umidade relativa, fatores que favorecem a produção de sal marinho (DINIZ & VASCONCELOS, 2016; COSTA et al., 2018).

O sal é essencial para o bom funcionamento do corpo humano, além de ser a principal fonte de sódio para os humanos (NATIONAL CENTER FOR BIOTECHNOLOGY INFORMATION, 2023). Segundo a definição da ANVISA, o sal para consumo humano consiste em “cloreto de sódio cristalizado extraído de fontes naturais, adicionado obrigatoriamente de iodo”. Para ser próprio para consumo humano o sal deve conter teor igual ou superior a 20 miligramas até o limite máximo de 60 miligramas de iodo por quilograma de produto (BRASIL, 2013). Além disso, deve apresentar-se sob a forma de cristais brancos, com granulação uniforme, ser inodoro, ter sabor salino-salgado próprio e não apresentar sujidades, microorganismos patogênicos ou outras impurezas que alterem o alimento (BRASIL, 1975).

É bem documentada a poluição dos oceanos e frutos do mar pelos microplásticos. Conseqüentemente, os sais comerciais podem conter MPs. O fato de o sal ser produzido diretamente com água do mar fundamenta essa hipótese de contaminação. Durante toda fase de evaporação, a água do mar que provavelmente já contém microplástico também fica exposta ao ar livre, o que aumenta as chances de contaminação microplástica através do vento. Uma vez cristalizado e colhido, o sal passa por uma lavagem com água salgada para retirar as impurezas, também havendo risco de contaminação pela água. Além disso, durante o transporte e armazenamento também há risco de exposição a plásticos, tanto pelo vento quanto pelos materiais feitos de plásticos que podem se decompor ao longo do tempo e liberar microplástico para o sal. Logo, todos os tipos de sal são vulneráveis à poluição plástica (HUESO KORTEKAAS et al., 2021).

Portanto, é necessário monitorar a presença dessas partículas nos sais marinhos, uma vez que a alimentação por produtos do mar pode ser via de exposição de MPs para os seres humanos (VAN CAUWENBERGHE & JANSSEN, 2014). Com intuito de testar essa hipótese, coletamos diferentes marcas de sais marinhos em supermercados no Rio de Janeiro, Brasil para analisar a contaminação desses produtos aos MPs. Para isso, a abundância e tipo dos microplásticos foram medidos e analisados nesse estudo.

2. OBJETIVOS:

2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral do estudo é desenvolver um método simples, preciso e barato para avaliar a contaminação por resíduos de MP em sal de consumo humano, testando esse método em amostras reais. No estudo, essa determinação foi feita em seis marcas de sal, cinco de sal refinado comercial e uma marca de sal analítico.

2.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos foram definidos como:

- Identificar as partículas nas amostras de sal;
- Classificar os MPs encontrados de acordo com a cor, tamanho e tipo (fibras, fragmento, esferas);
- Determinar a abundância de MPs em cada marca de sal.

3 METODOLOGIA

3.1 Amostragem:

Cinco marcas comerciais de sal marinho refinado e uma marca de sal analítico foram escolhidas para presente estudo. As marcas de sal marinho foram selecionadas de produtores brasileiros de sal em supermercados do Rio de Janeiro, com embalagens contendo peso médio de 1 kg. O sal analítico foi adquirido pela internet, com embalagens contendo peso médio de 500g. O nome comercial dos produtos não será divulgado por questões de privacidade (tabela 2).

Tabela 2: Identificação das marcas de sal comercial e analítico analisadas.

Identificação	Fonte	Peso	Origem
A	Sal comercial	1 Kg	Rio Grande do Norte
B	Sal comercial	1 Kg	Rio Grande do Norte
C	Sal comercial	1 Kg	Rio de Janeiro
D	Sal comercial	1 Kg	Rio Grande do Norte
E	Sal comercial	1 Kg	Rio Grande do Norte
F	Sal Analítico	500g	-

Fonte: O autor, 2023.

3.2 Preparação das amostras

Antes da análise, a água Milli-Q foi filtrada em filtro de membrana de nitrato de celulose de 0,45 μm de tamanho de poro e 47 mm de diâmetro através de um sistema de filtração a vácuo. A água filtrada foi armazenada em garrafa de vidro coberta com papel alumínio e utilizada para lavagem de toda a vidraria e procedimentos de extração de MP.

Para a determinação do conteúdo de MP, foram realizadas 3 réplicas cada uma com 50 gramas de sal para cada marca de sal. O sal foi pesado e acrescentado em um béquer de 1 litro e dissolvido em 800 ml de água Milli-Q. A dissolução do sal foi realizada manualmente com auxílio de um bastão de vidro até que todo o sal se tenha dissolvido. Em seguida, o béquer foi tampado com papel alumínio para evitar qualquer tipo de contaminação da amostra.

Após a dissolução, a amostra salina foi filtrada em um filtro de membrana de nitrato de celulose quadriculada Merck com 0,45 μm com o auxílio de uma bomba de vácuo. Para não ocorrer perda de material microplástico da amostra, a parede do funil foi enxaguada com água filtrada para retirar qualquer resíduo remanescente. Em seguida, o papel filtro foi retirado do sistema de filtração e armazenado em placa de Petri previamente limpa e seca em temperatura ambiente. Repetimos esse processo mais duas vezes, totalizando três réplicas até dissolvermos 150 g de cada marca de sal.

Visando minimizar a superestimação na contagem dos MPs, foram adicionados a cada amostra 5 ml do corante Rosa de Bengala, na concentração de 0,2 mg/ml em cada filtro. O corante biológico Rosa de Bengala é absorvido por partículas naturais e não plásticas, como fibras naturais, auxiliando na identificação dos microplásticos.

3.3 Análise e identificação dos microplásticos

Os filtros foram visualizados em microscópio modelo CI-L Nikon, com ampliação de 100X, 200X e 400X e as imagens obtidas com uma câmera digital PRIME CAM 6 acoplada a um monitor 4K de 24 polegadas. Como a análise das partículas em toda a superfície do filtro (1734,94 mm^2) seria muito demorada, dezoito quadrículas com área de 17,64 mm^2 cada uma foram examinadas para cada amostra, totalizando em uma área amostral analisada de 18,30% da área total de cada filtro, e a contagem de MPs no filtro foi corrigida de acordo. A partir das imagens, os MP foram classificados por tamanho, cor e o tipo (filamentos, fragmentos, pellets e etc) de acordo com HIDALGO-RUZ et al., 2012 e contabilizados.

Para tentar reduzir o erro na identificação e contagem dos microplásticos nas amostras, optamos por fazer duas classificações das partículas encontradas:

- Partículas identificadas como MP: seguindo os critérios de NÓREN (2007), as partículas não podem ter nenhuma estrutura celular ou orgânica visível; as fibras

devem ter a mesma espessura em todo o seu comprimento; as partículas devem exibir cores claras e homogêneas.

- Partículas Suspeitas: partículas que em função do pequeno tamanho, no limite do sistema ótico empregado (até 400X), eram difíceis para aplicar os critérios acima, mas apresentavam coloração distinta dos materiais orgânicos, e apresentação coloração homogênea.

Esse critério foi utilizado para que o erro inerente à contagem de microplásticos por microscopia ótica (PRATA et al., 2019) esteja sempre associado a uma subestimativa, e não a uma superestimativa, em função de falsos positivos. Vale ressaltar que apenas análises espectroscópicas, como a espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) e Raman são capazes de estabelecer a composição química do polímero, por isso usamos o termo mais geral ao longo deste estudo. De qualquer forma, é praticamente impossível analisar cada partícula num estudo como esse, e o custo tornaria o método menos viável como análise de rotina.

3.4 Controle de Contaminação

Foi adotada uma série de medidas para evitar a contaminação das amostras, já que o laboratório onde foram feitas as análises não foram adaptadas nem possui estruturas otimizadas para este tipo de análise, como capela de fluxo laminar. Durante todo o processo de amostragem e análise, foram utilizadas luvas de nitrilo, jaleco e roupas com 100% de algodão. A água Milli-Q utilizada para preparação da amostra foi filtrada com papel filtro de 0,45 μm antes do uso. Toda a vidraria do laboratório foi lavada três vezes com água Milli-Q filtrada. Para evitar contaminação aérea, o béquer e os filtros foram tampados e as tampas só foram removidas quando necessário. Além disso, foram realizados brancos experimentais simultaneamente em cada bateria de análises: e as amostras corrigidas em função da soma dos brancos.

1. Branco com água Milli-Q: 800 ml de água Milli-Q filtrada foi filtrada no sistema a vácuo e através do papel de filtro de 0,45 μm para verificar a contaminação na água.

2. Branco do ar: Uma placa de Petri com um papel filtro de 0,45 μm foi colocado ao redor da área de trabalho de amostragem para que o filtro possa capturar as partículas transportadas pelo ar e analisar a contaminação por deposição atmosférica no laboratório durante cada análise. Todas as contagens obtidas foram corrigidas pelos brancos respectivos.

3.5 Análise estatística:

Inicialmente foi feita apenas uma análise descritiva, a fim de determinar a média e desvio padrão das amostras. Seria comparado o conteúdo de MP nas marcas de sal usando técnicas paramétricas ou não conforme a inspeção dos dados na proposta original. Contudo, como a análise estatística depende muito do n amostral, nesse caso em particular fica muito difícil aplicar qualquer tipo de comparação entre as amostras, já que o número de replicatas é baixo (n=3) e apenas de uma amostra de cada marca de sal, ou seja, é possível apenas avaliar a variabilidade da quantificação de microplásticos em cada amostra, que é a variabilidade do método. Um estudo comparativo entre marcas com os dados disponíveis seria um caso de pseudoreplicação, já que apenas uma amostra de cada marca de sal pôde ser analisada. Para que esse tipo de estudo pudesse ser feito, um n maior de amostras de cada marca precisaria ser analisado, o que deverá ser feito em futuros estudos. A prioridade desse trabalho, conforme citado anteriormente, foi o desenvolvimento do método analítico.

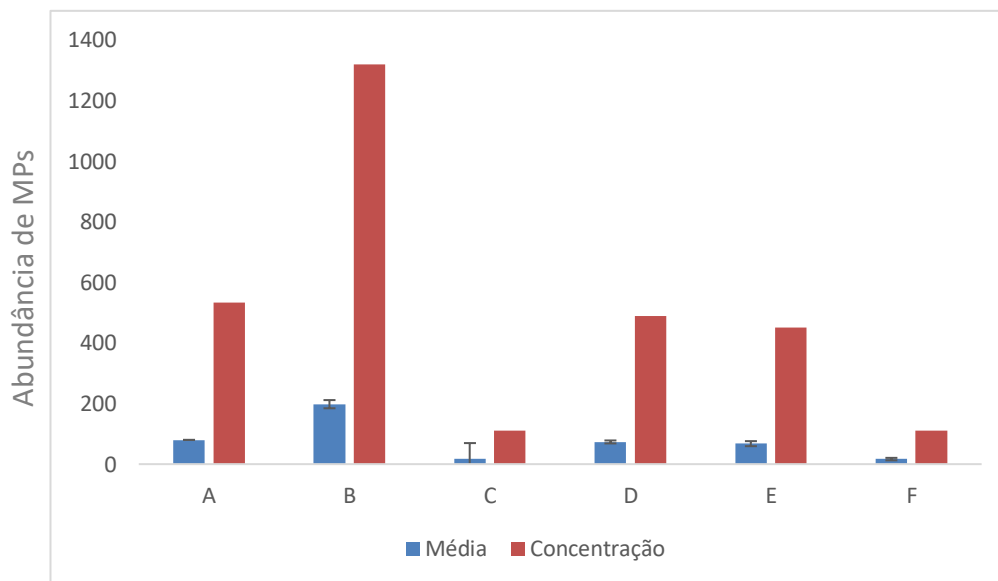
4 RESULTADOS

Foram analisados 12 brancos amostrais (6 brancos de água e 6 brancos do ar), com uma média geral de 1,9 partículas identificadas e 2,9 partículas suspeitas. Os brancos de água Milli-Q foram os mais contaminados com um total de 16 partículas identificadas e 23 partículas suspeitas. Enquanto nos brancos de ar foram encontradas 6 partículas identificadas e 12 partículas suspeitas. Esses resultados mostram que houve pouca contaminação externa nas amostras, visto que o laboratório não é adequado para análises

de microplásticos. Os valores encontrados nos 2 brancos amostrais (água e ar) foram subtraídos da média de partículas detectadas nas 3 amostras analisadas para cada marca de sal investigada.

Microplásticos estavam presentes em todas as 18 amostras analisadas neste estudo. O número de partículas identificadas como MP variou de 33,33 a 235,53 partículas/kg no sal comercial e 91,06 partículas/kg no sal analítico, como ilustra a figura 5.

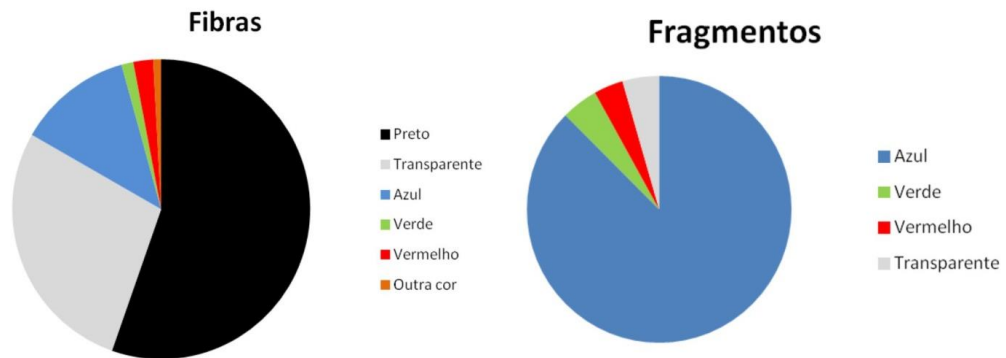
Figura 5: Gráfico da abundância de partículas identificadas como MP nas amostras de sal analisadas



Fonte: O autor, 2023.

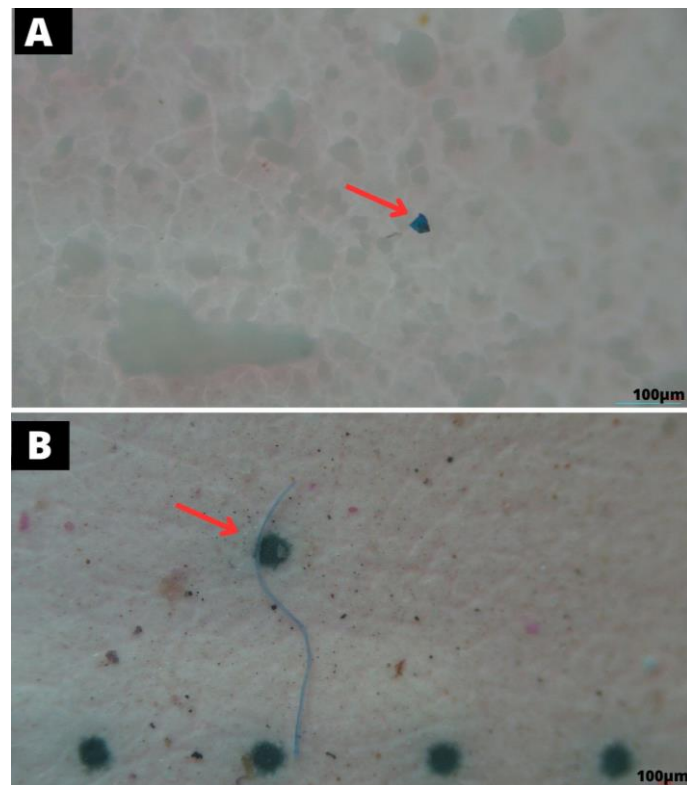
Dentre as 435 partículas identificadas como MP encontradas nas 18 amostras, as fibras foram os tipos de microplásticos dominantes nas amostras de sal comercial e analítico, seguido pelos fragmentos. 273 (62,77%) das partículas prováveis eram compostas por fibras, 160 (36,8%) por fragmentos e 2 por microesferas (0,5%). Fibras pretas, transparentes e azuis e fragmentos azuis, verde, vermelho e transparente foram as cores mais encontradas (figura 6). Os tamanhos das partículas microplásticas variaram de 86 μm a 2,0 mm para fibras e 32,55 a 263,07 μm para fragmentos.

Figura 6: Gráfico com a coloração das fibras e fragmentos identificadas nas amostras de sal



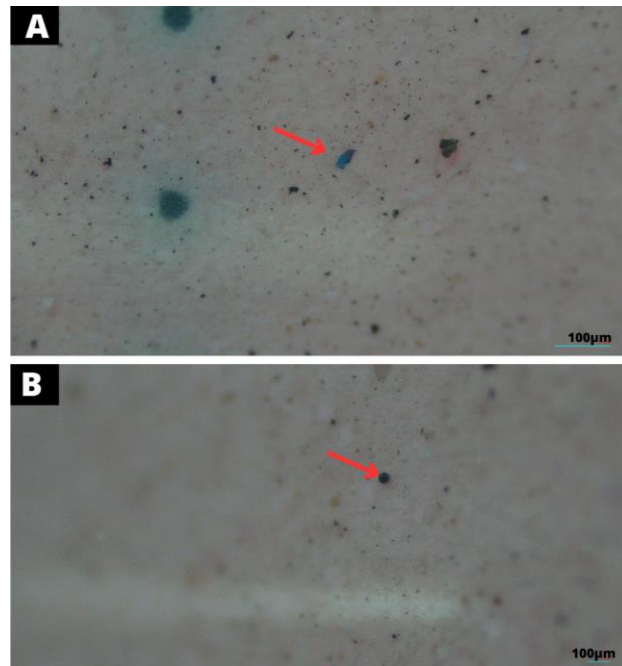
Fonte: O autor, 2023.

Figura 7: Exemplos de partículas identificadas como MP presentes na amostra A



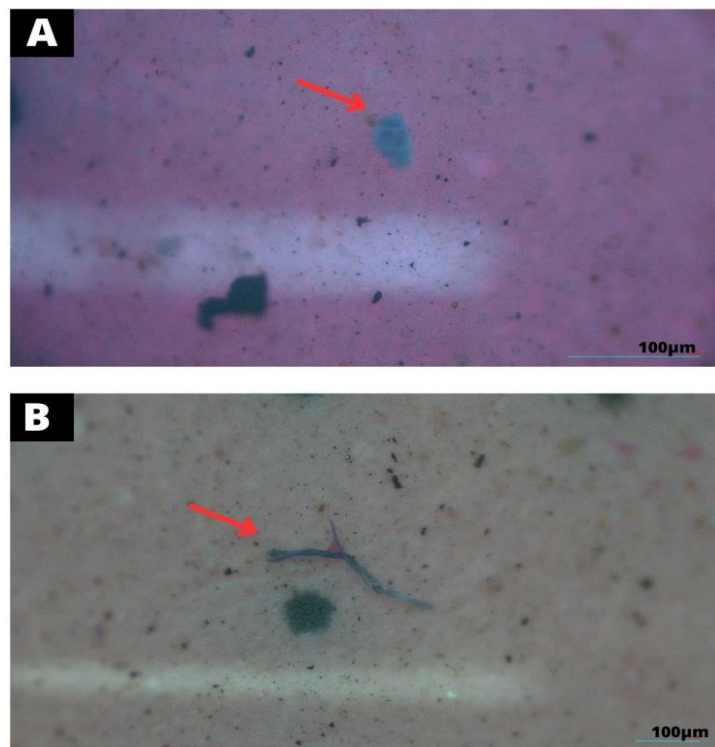
Legenda: Visualização das partículas em microscopia óptica. (a) fragmento azul provável (ampliação de 200x); (b) fibra azul provável (ampliação de 100x). Fonte: O autor, 2023.

Figura 8: Exemplos de partículas identificadas como MP presentes na amostra B



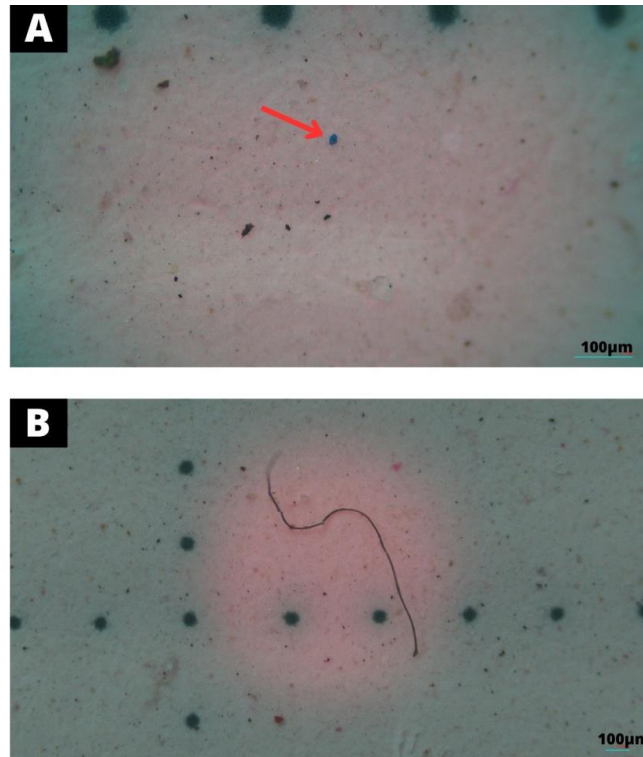
Legenda: Visualização das partículas em microscopia óptica. (a) fragmento azul provável (ampliação de 200x); (b) microesfera preta provável (ampliação de 100x). Fonte: O autor, 2023.

Figura 9: Exemplos de partículas identificadas como MP presentes na amostra C



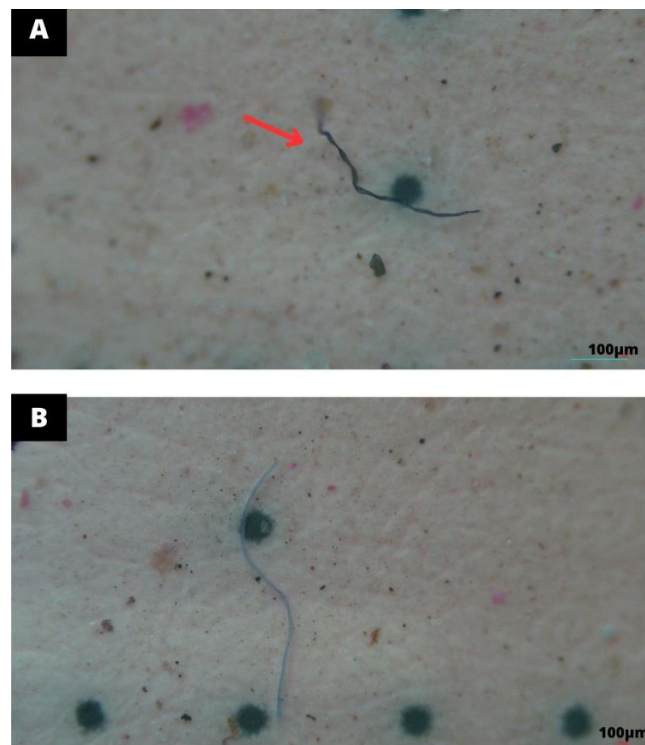
Legenda: Visualização das partículas em microscopia óptica. (a) fragmento azul provável (ampliação de 400x); (b) fibra azul provável (ampliação de 200x). Fonte: O autor, 2023.

Figura 10: Exemplos de partículas identificadas como MP presentes na amostra D



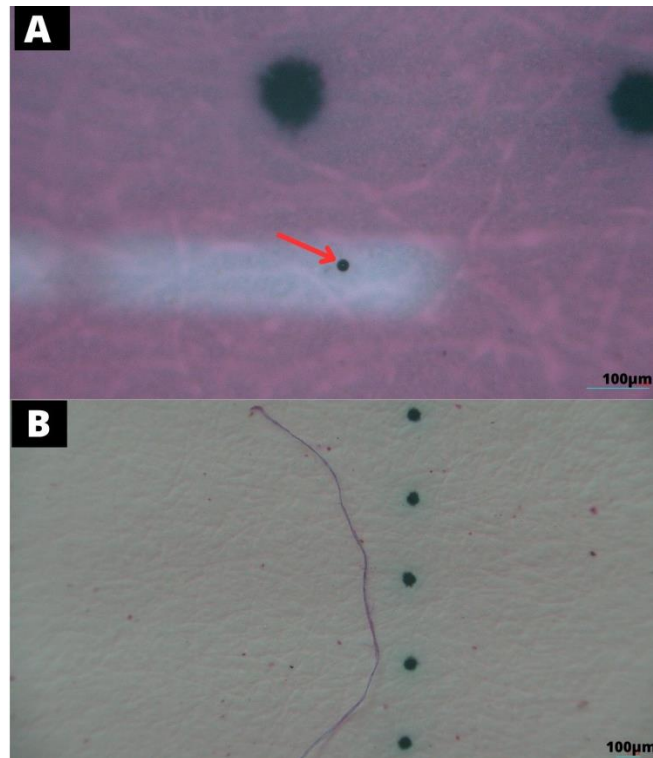
Legenda: Visualização das partículas em microscopia óptica. (a) fragmento azul provável (ampliação de 200x); (b) fibra preta provável (ampliação de 100x). Fonte: O autor, 2023.

Figura 11: Exemplos de partículas identificadas como MP presentes na amostra E



Legenda: Visualização das partículas em microscopia óptica. (a) fibra preta provável (ampliação de 200x); (b) fibra azul provável (ampliação de 100x). Fonte: O autor, 2023.

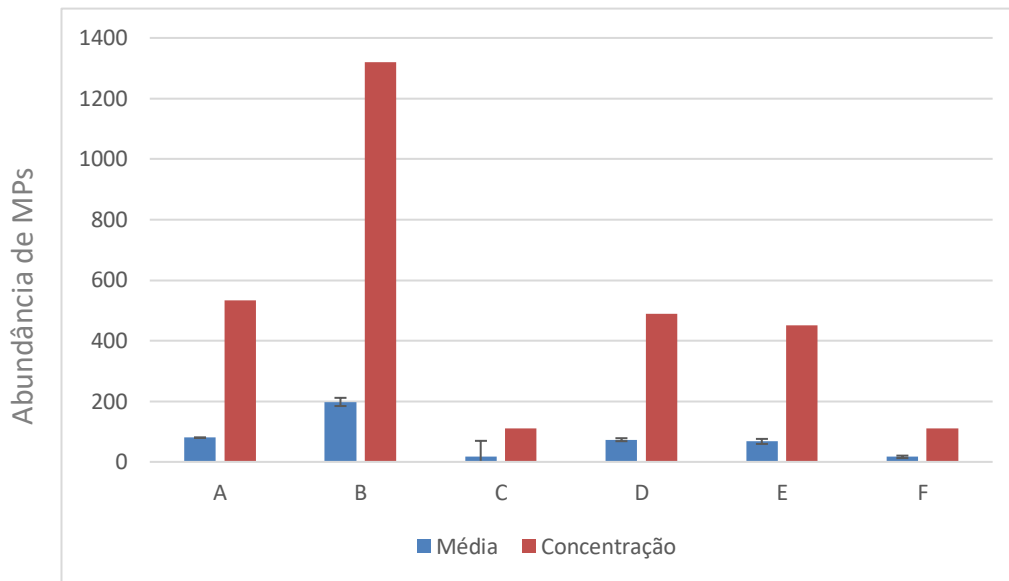
Figura 12: Exemplos de partículas identificadas como MP presentes na amostra F



Legenda: Visualização das partículas em microscopia óptica. (a) microesfera preta provável (ampliação de 400x); (b) fibra azul provável (ampliação de 100x). Fonte: O autor, 2023.

A média geral de partículas suspeitas foi de 75,39, com média variando de 16,66 a 198 nas marcas comerciais de sal e média de $16,66 \pm 4,50$ no sal analítico, como ilustra a figura 13.

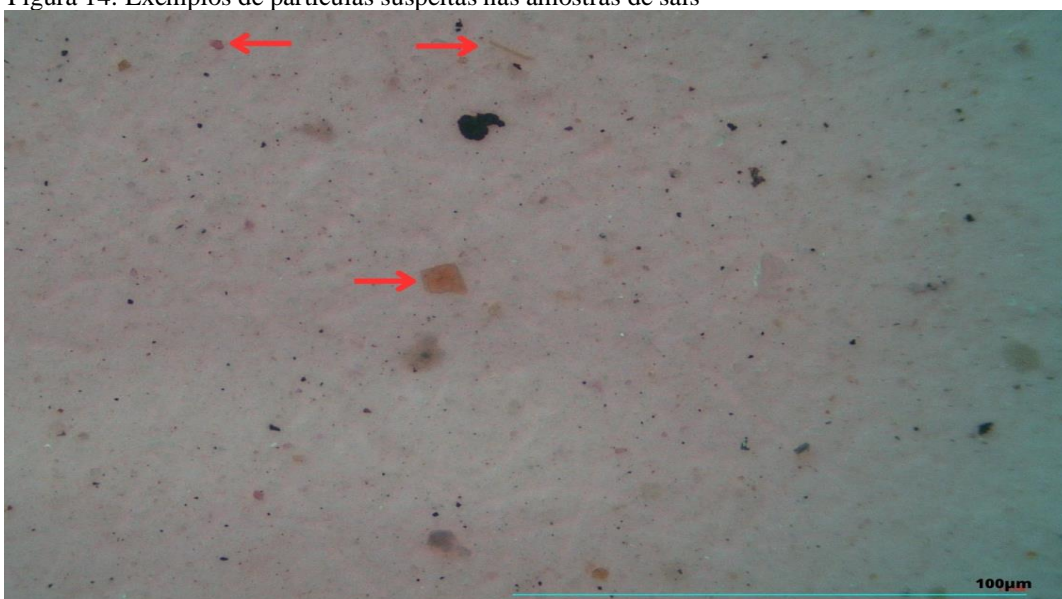
Figura 13: Gráfico da abundância de partículas suspeitas nas amostras de sal analisadas



Fonte: O autor, 2023.

Dentre as 1462 partículas suspeitas encontradas nas 18 amostras, os fragmentos foram amplamente os tipos de microplásticos dominantes nas amostras de sal comercial e analítico com 90,42% das partículas encontradas. Partículas suspeitas nas cores vermelho, preto foram os mais encontradas nas amostras (figuras 14 e 15).

Figura 14: Exemplos de partículas suspeitas nas amostras de sais



Fonte: O autor, 2023.

Figura 15: Exemplos de partículas suspeitas nas amostras de sais



Fonte: O autor, 2023.

5 DISCUSSÃO

No presente estudo, realizamos uma análise da contaminação microplástica em cinco marcas comerciais de sal marinho refinado e uma marca de sal analítico. Foi utilizada uma metodologia simples, robusta e barata baseada na identificação das partículas por microscopia óptica. A inspeção visual é um método muito utilizado de identificação e contagem de MPs, com base nas suas características físicas (cor, morfologia e tamanho) (LUSHER et al., 2020). A observação das partículas pode ser realizada a olho nu para partículas maiores ou com auxílio de um estereoscópio, ou microscópio. No entanto, este método pode gerar a superestimação da contagem das partículas, sendo recomendada a combinação com uma análise química para identificação do polímero (PRATA et al., 2019). Como neste estudo, utilizamos um critério de classificação das partículas encontradas em prováveis e suspeitas para que o erro inerente à contagem de microplásticos por microscopia óptica esteja sempre associado a uma subestimativa, em função de falsos positivos reportados com esse método.

Todas as marcas de sal analisadas nesse trabalho estavam contaminadas por microplástico, incluindo uma marca de sal analítico pro análise. O Cloreto de Sódio analítico é um reagente bastante utilizado na preparação de soluções. Em estudos de MPs, a solução salina de NaCl é utilizada para extrair as partículas de plástico da matriz de

estudo através da diferença de densidade do plástico para a matriz. Como a solução de NaCl tem densidade de $1,2 \text{ g cm}^{-3}$, os polímeros de baixa densidade flutuam para a superfície da amostra e através da filtração do sobrenadante é possível recuperar essas partículas (VAN CAUWENBERGHE et al., 2015). Portanto, a presença dessas partículas em sal analítico pode significar uma fonte de contaminação externa para outros reagentes e para amostras de MPs.

A presença de partículas no ar atmosférico, especialmente, as microfibras, pode contaminar as amostras e resultar em uma superestimação da abundância dos microplásticos. Para minimizar a contaminação cruzada é recomendável a adoção de uma série de medidas de controle. Algumas medidas preventivas, como a limpeza do ambiente e equipamentos antes do início das amostragens, uso de roupas e jaleco 100% de algodão, não utilização de utensílios de plásticos durante as análises, restrição de pessoas no laboratório, manter os recipientes tampados e até medidas mais rigorosas como o uso de capela de fluxo laminar (VAN CAUWENBERGHE & JANSSEN, 2014) ou capelas com exaustão (GÜNDOĞDU, 2018) são algumas medidas usadas para otimizar a qualidade dos resultados (HANKE, 2013). WESCH et al. (2017) mostraram que o uso de capela de exaustão durante os procedimentos pode reduzir 50% da contaminação das amostras por fibras e 96,5% em capela de fluxo laminar. O ideal é que contaminação do branco amostral seja <10% dos valores médios determinados nas próprias amostras (HANKE, 2013). Em nosso estudo, onde apenas adotamos as medidas básicas de controle, a contaminação dos brancos foi de 15% dos valores médios de todas as amostras, mostrando que a contaminação externa foi relativamente baixa, com os cuidados adotados nessa metodologia. O uso compartilhado do laboratório pode justificar esse valor um pouco acima do limite. De qualquer forma, todas as baterias de análises foram corrigidas pelos respectivos brancos, de forma que os resultados obtidos podem ser considerados conservativos e seguros.

Estudos ao redor do mundo também confirmaram a presença de microplásticos em diversos tipos de sal (KARAMI et al., 2017b; KIM et al., 2018). Apesar de utilizarem métodos de análises distintas do nosso estudo, o que dificulta a comparação, aferimos nossos resultados com a literatura. No presente estudo, a concentração de MP foi similar ao encontrado em 21 marcas de sais marinhos na Espanha (50 a 280 MPs/kg) observado por INIGUEZ; CONESA; FULLANA (2017). Em outro estudo, KAPUKOTUWA et al. (2022) relataram concentrações de 11 a 193 MPs/kg em sais do Sri Lanka, novamente de

acordo com as nossas observações. Contudo, concentrações mais altas de microplástico foram relatadas em amostras de sal de Bangladesh (390 a 7400 MPs/kg) (PARVIN et al., 2022), sais chineses (550 a 681 partículas/kg) (YANG et al., 2015) e em amostras de sal italiano (22 a 594 partículas/kg) e croata (13.500 a 19.800 partículas/kg) (RENZI & BLAŠKOVIĆ, 2018). Em contrapartida, concentrações bem inferiores ($0,67 \pm 1,15$ a $3,42 \pm 4,94$ partículas/kg) foram encontradas por FADARE, OKOFFO, OLASEHINDE (2021) em sais de países africanos. Essa variação da abundância de microplástico nos sais marinhos de estudo para estudo, pode estar relacionado a origem do sal (poluição marinha por MPs) e/ou aos métodos de análise adotados pelo autor (LEE et al., 2021). Contudo, mesmo incluindo as partículas consideradas suspeitas ao conjunto dos nossos dados, esses ainda estariam abaixo dos maiores valores reportados na literatura, o que indica uma menor contaminação aqui.

Estudos investigando a presença de microplástico em itens de consumo humano no Brasil ainda são muito escassos, sendo a maioria relacionada à contaminação de frutos do mar (BIRNSTIEL; SOARES-GOMES; DA GAMA, 2019; BOM & SÁ, 2022; COSTA et al., 2023; GUIMARÃES et al., 2023). Até o presente momento, apenas dois estudos investigaram a contaminação microplástica em sal marinho refinado comercial no Brasil. PIAZ et al. (2022) utilizaram uma metodologia diferente do presente estudo, com uso de peróxido de hidrogênio para eliminação da matéria orgânica e análise química por FTIR para identificação de algumas partículas isoladas das amostras de sal. Os autores analisaram 3 marcas nacionais de sais marinhos, todas originadas de salinas do Rio Grande do Norte e adquiridas em supermercado de Joinville, Santa Catarina. Foram encontradas concentrações variando de 150 a 490 partículas/kg. Em outro estudo, KIM et al. (2018) analisaram a contaminação microplástica em 28 marcas de sal marinho de 16 países ao redor do mundo, incluindo uma marca de sal marinho brasileira. Semelhante ao estudo de PIAZ et al (2022), os autores utilizaram peróxido de hidrogênio para eliminação da matéria orgânica e análise química por FTIR para identificação de algumas partículas isoladas das amostras de sal. Os autores encontraram concentração de 24 n/kg para a marca de sal brasileiro. Apesar de utilizarem metodologia distinta para extração de MP, o que dificulta a comparação, esses resultados são semelhantes com os nossos achados, onde encontramos abundância variando de 33,33 a 235,53 partículas/kg utilizando uma metodologia muito mais simples e expedita. Novamente, incluindo no rol as partículas suspeitas, a aproximação é maior ainda, o que de certa forma indica que a ideia de evitar uma eventual superestimativa num método expedito foi bem-sucedida, e o método mostrou-se robusto.

A Organização Mundial da Saúde (OMS) recomenda a ingestão de sal inferior a 5 g/dia (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2020). No entanto, segundo dados da Pesquisa Nacional de Saúde (PNS) de 2013, os brasileiros consomem em média 9,34 g/dia de sal, quase o dobro do recomendado pela OMS (MILL et al., 2019). Estimando que um adulto consuma em média 3,41 kg/ano e tomando em conta nossos achados de 145,76 partículas/kg para as 5 marcas de sal comercial, isso resultaria em princípio numa ingestão anual de 497,04 partículas/ano, o que é bastante preocupante. Vale salientar que estamos trabalhando com uma metodologia para análise expedita, de forma que as análises espectroscópicas (μ FTIR e Raman), que são capazes de confirmar a presença de microplásticos na amostra, seriam recomendadas para uma continuação desse estudo.

Estudos vêm demonstrando a onipresença de partículas plásticas em itens alimentícios (Tabela 5). Assim como o sal, os frutos do mar são mais propícios a se contaminarem devido à poluição aquática por microplásticos. VAN CAUWENBERGHE & JANSSEN (2014) estimaram o potencial de exposição de humanos aos microplásticos por meio da ingestão de frutos do mar e calcularam que em países europeus com alto consumo de marisco, os consumidores ingerem até 11.000 partículas microplásticas por ano, enquanto em países com baixo consumo, os consumidores ingerem uma média de 1.800 microplásticos por ano. Essa estimativa é muito particular e tende a variar de local a local, levando em conta as taxas de ingestão desses organismos em uma população e a concentração de microplástica em cada espécie (BOM & SÁ, 2022). Contudo, comparando com a exposição calculada apenas em função da contaminação de um item básico da alimentação humana no Brasil, e as massas relativas consumidas (bivalves x sal marinho), fica clara a importância de um maior controle da exposição humana através dessa via crítica. A presença de MPs no trato gastrointestinal de peixes consumido por humanos já foi documentada (ROCHAMAN et al., 2015b; MIRANDA & DE CARVALHO-SOUZA, 2016; BESSA et al., 2018), entretanto, isso não fornece uma via direta para a exposição, uma vez que este órgão é geralmente retirado antes do consumo (WRIGHT & KELLY, 2017). No entanto, estudos vem mostrando a presença de MPs em tecidos comestíveis de peixes, crustáceos e lulas (KARAMI et al., 2017; DANIEL et al., 2020; DANIEL et al., 2021), o que indica que esses tecidos também podem ser uma rota de exposição para humanos. Os estudos da contaminação microplástica em alimentos de uso cotidiano ainda são escassos, no entanto, já foi detectada a presença dessas partículas em água potável, leite, cerveja, refrescos, açúcar e mel (Tabela 3).

Tabela 3: Concentração de microplástico em diversos itens alimentícios.

Origem	Alimento	Concentração	Referência
Alemanha	Água	2–44 part./L em garrafas plásticas descartáveis	SCHYMANSKI et al. (2018)
		28–241 part./L em garrafas plásticas retornáveis	
		4–156 part./L em frascos de vidro	
Marcas globais	Água	0 – 14 part./L	MASON et al., 2018
Marcas Internacionais e	Leite	3 ± 2 a 11 ± 3,54 part./L	KUTRALAM-MUNIASAMY et al., 2020
México			
EUA	Cerveja	0 a 14,3 part./L	KOSUTH et al., 2018
Alemanha	Cerveja	2– 79 fibras /L, 12– 109 frag./ L 2– 66 gran./ L	LIEBEZEIT & LIEBEZEIT (2014)
México	Cerveja	0- 28 part./L	SHRUTI et al., 2020
México	Chá Frio	1-6 part./L	SHRUTI et al., 2020
	Bebidas Energéticas	0-6 part./L	
	Refrigerante	0-7 part./L	
Brasil	Sal	33,33 a 235,53 part./kg (prováveis) 111,07 a 1320 part./kg (suspeitas)	Presente Estudo
Espanha	Sal	50 a 280 part./kg	INIGUEZ et al., 2017
China	Sal	550 a 681 part./kg	YANG et al., 2015
Sri Lanka	Sal	11 a 193 MPs/kg	KAPUKOTUWA et al. (2022)
Bangladesh	Sal	390 a 7400 MPs/kg	PARVIN et al., 2022
Itália	Sal	22 a 594 part./kg	RENZI & BLAŠKOVIĆ, 2018
Croácia		13.500 a 19.800 part./kg	
África	Sal	0,67 ± 1,15 a 3,42 ±	FADARE, OKOFFO,

		4,94 part./kg	OLASEHINDE (2021).
Alemanha, França, Espanha, Itália e México.	Açúcar	Média de 217 ± 123 fibras/kg 32 ± 7 fragmentos/kg	LIEBEZEIT & LIEBEZEIT (2013)
Alemanha, França, Espanha, Itália e México.	Mel	Média de 166 ± 147 fibras/kg 9 ± 9 fragmentos/kg	LIEBEZEIT & LIEBEZEIT (2013)
Brasil	Mexilhão	10,69 ± 0,43 MPs/ind.	BOM & SÁ (2022)
Brasil	Mexilhão	16.6 ± 6.6 a 31.2 ± 17.8 MPs/ind.	BIRNSTIEL; SOARES-GOMES; DA GAMA (2019).
Reino Unido	Mexilhão	3.5 ± 1.29 MPs/ind. 3.2 ± 0.52 MPs/ind.	CATARINO et al., 2018
China	Bivalves	4,3 a 57,2 part./ind.	LI et al., 2015
Coréia do Sul	Bivalves	0 a 2,8 part./ind	CHO et al., 2019
Mar do Norte	Camarão	0,68 ± 0,55 MPs/ind.	DEVRIESE et al., 2015
Bangladesh	Camarão	3,40 ± 1,23 part./g 3,87 ± 1,05 part./g	HOSSAIN et al., 2020
Marcas de 13 países	Peixe em conserva	Não relata	KARAMI et al., 2018
Turquia	Peixe em conserva	4.12 ± 0.62 MPs/100 g	GÜNDOĞDU & KÖŞKER, 2023
Irã	Peixe em conserva	80% das amostras com pelo menos 1 partícula	AKHBARIZADEH et al., 2020

Fonte: O autor, 2023.

Esses dados confirmam a contaminação de bebidas e alimentos por MPs e somados com outras vias de exposições, os humanos estão cada vez mais expostos aos microplásticos. Os efeitos e a toxicidade dos MPs no corpo humano ainda são pouco compreendidos, entretanto, estudos vêm sendo realizados e é provável que essas partículas possam causar efeitos na saúde humana. Os microplásticos atmosféricos podem entrar no sistema respiratório e ocasionar doença pulmonar intersticial, bronquite crônica, tosse, falta de ar e aumento das

chances de desenvolvimento de câncer de pulmão (PIMENTEL et al., 1975; ESCHENBACHER et al., 1999; PRATA, 2018). Já as partículas ingeridas podem parar no trato gastrointestinal e causar inflamação, citotoxicidade, estresse oxidativo e mudanças na composição e diversidade das comunidades microbianas intestinais (WRIGHT & KELLY et al., 2017; PRATA et al., 2020; TAMARGO et al., 2022). Partículas plásticas contêm e podem adsorver diversas substâncias químicas. Essas substâncias não estão quimicamente ligadas à matriz do polímero e podem ser liberados durante a produção e vida útil do plástico (LITHNER et al., 2009; LITHNER et al., 2011; ENGLER, 2012). Muitos desses compostos são prejudiciais à saúde humana, podendo causar problemas na saúde reprodutiva de homens e mulheres, distúrbios endócrinos, doenças alérgicas e asma, obesidade, problemas cardiovasculares e carcinogenicidade (BORNEHAG et al., 2004; KOLARIK et al., 2008; TRASANDE; ATTINA; BLUSTEIN, 2012; ROCHESTER, 2013; BAMAI et al., 2014; MANZOOR et al., 2022). Além disso, há uma preocupação com a associação de organismos na superfície de detritos plásticos. Estudos vêm mostrando que microorganismos, incluindo patógenos humanos podem se associar em microplásticos (KIRSTEIN et al., 2016; FRÈRE et al., 2018; WU et al., 2019a; SUN et al., 2020; GKOUTSELIS et al., 2021; ZHANG et al., 2022) e causar danos à saúde humana.

As pesquisas sobre os efeitos adversos na saúde humana ainda estão em fase preliminar, feitas muitas das vezes em condições de laboratório e com testes em animais. Portanto, é necessário um avanço nessa área para melhor entendimento das rotas de exposição, efeitos toxicológicos e efeitos adversos na saúde humana.

CONCLUSÕES:

A partir do estudo realizado é possível pontuar as seguintes conclusões:

- a. A metodologia simples e barata utilizada no presente estudo se mostrou eficaz na avaliação da contaminação do sal por partículas de plásticos.
- b. Nossos resultados sugerem que as marcas de sal comerciais brasileiros estão contaminadas por microplástico.
- c. A contaminação externa encontrada nos brancos amostrais foi considerada baixa, visto que o laboratório onde foram feitas as análises não era um laboratório especificamente adaptado para esse tipo de análise.
- d. Foram encontradas partículas de plástico em sal analítico em concentrações maiores que em marcas de sal refinado para consumo humano.
- e. A contaminação do sal analítico pode significar uma fonte de contaminação externa para outros reagentes e para amostras de MPs.
- f. As concentrações de MPs em marcas de sal brasileiro encontradas no presente estudo estão de acordo com a literatura, apesar da diferença de metodologia.
- g. A presença dessas partículas no sal pode representar um risco a saúde humana, podendo causar efeitos físicos, químicos e biológicos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo teve como objetivo desenvolver uma metodologia simples e barata para avaliar a contaminação do sal por partículas de MPs. Esta foi uma avaliação preliminar, com tamanho amostral pequeno ($n = 6$) e sem análises espectroscópicas para confirmar a composição química das partículas encontrados. Ainda assim, nossos resultados sugerem que as marcas de sal comerciais brasileiras estão contaminadas por microplástico. Os resultados revelam que o número de partículas identificadas como MP variou de 33,33 a 235,53 partículas/kg no sal comercial e tomando em conta o consumo diário de sal por um adulto, podemos estar ingerindo em média 497,04 partículas/ano.

Estudos da contaminação por MPs em marcas de sal brasileiro ainda são escassos. Nossos resultados servem como um ponto de partida para que mais pesquisas sejam realizadas e que auxiliem no entendimento da exposição humana por essas partículas.

RECOMENDAÇÕES

Com base no presente trabalho sugerem-se as seguintes recomendações:

- a.** Realização de mais estudos para avaliar a contaminação de MPs em outras marcas de sal comercial brasileira para consumo humano;
- b.** Utilização de análises químicas espectroscópicas, como a espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) e Raman nas partículas encontradas para determinação da composição química;
- c.** Desenvolvimento de uma metodologia padrão para análise de MPs em sal, facilitando assim a comparação dos resultados;

REFERÊNCIAS

- ADITIVOS E INGREDIENTES. 2011. O Sal e seus Substitutos. Disponível em: <http://www.insumos.com.br/aditivos_e_ingredientes/materias/246.pdf>. Acesso em: 10 de Julho de 2023.
- AKHBARIZADEH, R. et al. Abundance, composition, and potential intake of microplastics in canned fish. *Marine Pollution Bulletin*, v. 160, p. 111633, 2020.
- ALVES, V. E.N; FIGUEIREDO, G. M. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Marine pollution bulletin*, v. 146, p. 326-335, 2019.
- AMATO-LOURENÇO, L. F. et al. Presence of airborne microplastics in human lung tissue. *Journal of Hazardous Materials*, v. 416, p. 126124, 2021.
- ANDRADE, M. C. et al. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. *Environmental Pollution*, v. 244, p. 766-773, 2019.
- ANDRADY, A. L.; Neal, M. A. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 1977-1984, 2009.
- ANDRADY, A.L. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1596–1605, 2011.
- ANDRADY, A. L. The plastic in microplastics: A review. *Marine pollution bulletin*, v. 119, n. 1, p. 12-22, 2017.
- ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris, p. 49 (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30), 2009.
- Associação Brasileira de Norma Técnicas – ABNT. Projeto de revisão NBR 13230: simbologia indicativa de reciclabilidade e identificação de materiais plásticos. Rio de Janeiro, 8p, 2006
- ATIS, S. et al. The respiratory effects of occupational polypropylene flock exposure. *European Respiratory Journal*, v. 25, n. 1, p. 110-117, 2005.
- ATUGODA, T. et al. Interactions between microplastics, pharmaceuticals and personal care products: Implications for vector transport. *Environment International*, v. 149, p. 106367, 2021.
- AZEVEDO-SANTOS, V. M. et al. Plastic ingestion by fish: A global assessment. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, v. 255, n. Pt 1, p. 112994, 2019.
- BAMAI, Y. A. et al. Exposure to house dust phthalates in relation to asthma and allergies in both children and adults. *Science of the total environment*, v. 485, p. 153-163, 2014.

BARBOZA, L. G. A. et al. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine pollution bulletin*, v. 133, p. 336-348, 2018.

BARNES, D, K.A et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 2009.

BASTO, M. N. et al. Plastic ingestion in aquatic birds in Portugal. *Marine pollution bulletin*, v. 138, p. 19-24, 2019.

BELLASI, A. et al. Microplastic contamination in freshwater environments: A review, focusing on interactions with sediments and benthic organisms. *Environments*, v. 7, n. 4, p. 30, 2020.

BENEDICT, R. T. et al. Toxicological Profile for Di (2-Ethylhexyl) Phthalate (DEHP). 2022.

BESSA, F. et al. Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Marine pollution bulletin*, v. 128, p. 575-584, 2018.

BIRSTIEL, S; SOARES-GOMES, A.; DA GAMA, B. A. P. Depuration reduces microplastic content in wild and farmed mussels. *Marine pollution bulletin*, v. 140, p. 241-247, 2019.

BLACKBURN, K.; GREEN, D. The potential effects of microplastics on human health: What is known and what is unknown. *Ambio*, v. 51, n. 3, p. 518-530, 2022.

BOM, F. C.; SÁ, F. Are bivalves a source of microplastics for humans? A case study in the Brazilian markets. *Marine Pollution Bulletin*, v. 181, p. 113823, 2022.

BONDAROFF, T. P.; COOKE, S. Masks on the Beach: The impact of COVID-19 on marine plastic pollution. *OceansAsia*, 2020.

BORNEHAG, C. et al. The association between asthma and allergic symptoms in children and phthalates in house dust: a nested case-control study. *Environmental health perspectives*, v. 112, n. 14, p. 1393-1397, 2004.

BOWLEY, J. et al. Oceanic hitchhikers—assessing pathogen risks from marine microplastic. *Trends in microbiology*, v. 29, n. 2, p. 107-116, 2021.

BRASIL. ANVISA. Decreto nº 75697, de 06 de maio de 1975. Aprova padrões de identidade e qualidade para o sal destinado ao consumo, Maio 1975.

BRASIL - Ministério da Saúde/Agência Nacional de Vigilância Sanitária, RESOLUÇÃO RDC Nº 28, DE 28 DE MARÇO DE 2000.

BRENNECKE, D. et al. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 178, p. 189-195, 2016.

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Microplastic—an emerging contaminant of potential concern? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3, 4. 2007.

BROWNE, M. A. et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 21, p. 9175-9179, 2011.

BUSER, M. C.; MURRAY, H. E.; SCINICARIELLO, F. Age and sex differences in childhood and adulthood obesity association with phthalates: analyses of NHANES 2007–2010. *International journal of hygiene and environmental health*, v. 217, n. 6, p. 687-694, 2014.

CABLE, R. N. et al. Distribution and modeled transport of plastic pollution in the Great Lakes, the world's largest freshwater resource. *Frontiers in Environmental Science*, v. 5, p. 45, 2017.

CARBERY, M.; O'CONNOR, W.; PALANISAMI, T.. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment international*, v. 115, p. 400-409, 2018.

CATARINO, A. I. et al. Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental pollution*, v. 237, p. 675-684, 2018.

CERHR. NTP-CERHR Monograph on the Potential Human Reproductive And Developmental Effects of Bisphenol A. Research Triangle Park, NC, National Toxicology Program: 395. 2008

CHO, J. H.; KIM, I. H. Fish meal—nutritive value. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*, v. 95, n. 6, p. 685-692, 2011.

CHO, Y. et al. Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. *Environmental pollution*, v. 245, p. 1107-1116, 2019.

CHOI, H. et al. Comparison of microplastic characteristics in the indoor and outdoor air of urban areas of South Korea. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 233, n. 5, p. 169, 2022.

CLAESSENS, M. et al. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine pollution bulletin*, v. 62, n. 10, p. 2199-2204, 2011.

COLE, M. et al. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental science & technology*, v. 47, n. 12, p. 6646-6655, 2013.

COLE, M., et al. Microplastics alter the properties and sinking rates of zooplankton faecal pellets. *Environ. Sci. Technol.* V.50, n .6, p. 3239–3246, 2016.

CONTI, G. O. et al. Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. *Environmental Research*, v. 187, p. 109677, 2020.

- CORCORAN, P. L. Benthic plastic debris in marine and fresh water environments. *Environmental Science: Processes & Impacts*, v. 17, n. 8, p. 1363-1369, 2015.
- COSTA, D. F. S. et al. Breve revisão sobre a evolução histórica da atividade salineira no Estado do Rio Grande do Norte (Brasil). *Sociedade & Natureza*, v. 25, n. 1, p. 21-34, 2013.
- COSTA, D. F. et al. Precipitação geoquímica em ambientes evaporíticos/hipersalinos—o caso das salinas solares do Brasil. *Revista de Geociências do Nordeste*, v. 4, n. 1, p. 58-70, 2018.
- COSTA, E. et al. Trophic transfer of microplastics from copepods to jellyfish in the marine environment. *Frontiers in Environmental Science*, v. 8, p. 571732, 2020.
- COSTA, M. B. et al. Abundance, composition, and distribution of microplastics in intertidal sediment and soft tissues of four species of *Bivalvia* from Southeast Brazilian urban beaches. *Science of The Total Environment*, v. 857, p. 159352, 2023.
- COX, K. D. et al. Human consumption of microplastics. *Environmental science & technology*, v. 53, n. 12, p. 7068-7074, 2019.
- DANIEL, D. B., ASHRAF, P. M., & THOMAS, S. N. Microplastics in the edible and inedible tissues of pelagic fishes sold for human consumption in Kerala, India. *Environmental Pollution*, 266, 115365, 2020.
- DANIEL, D. B. et al. Microplastics in the edible tissues of shellfishes sold for human consumption. *Chemosphere*, v. 264, p. 128554, 2021.
- DANOPOULOS, E. et al. Microplastic Contamination of Seafood Intended for Human Consumption: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environmental health perspectives*, v. 128, n. 12, p. 126002, 2020.
- DE FALCO, F. et al. Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environmental Pollution*, v. 236, p. 916-925, 2018.
- DE SÁ, L. C.; LUÍS, L. G.; GUILHERMINO, L. Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. *Environmental pollution*, v. 196, p. 359-362, 2015.
- DEVRIESE, L. I. et al. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Marine pollution bulletin*, v. 98, n. 1-2, p. 179-187, 2015.
- DINIZ, M. T. M.; VASCONCELOS, F. P. Porque o nordeste produz sal marinho? Estudo analógico do potencial do clima. *Caderno de Geografia*, v. 26, n. 2, p. 355-379, 2016.
- DRIS, R. et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment?. *Marine pollution bulletin*, v. 104, n. 1-2, p. 290-293, 2016.

DRIS, R. et al. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental pollution*, v. 221, p. 453-458, 2017.

DUNCAN, E. M. et al. Microplastic ingestion ubiquitous in marine turtles. *Global change biology*, v. 25, n. 2, p. 744-752, 2019.

DUPONT, H. L. et al. The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. *New England Journal of Medicine*, v. 332, n. 13, p. 855-859, 1995.

ELIAS, M. et al. The role of salt on food and human health. *Salt in the Earth*, v. 19, 2020.

ENGLER, R. E. The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environmental science & technology*, v. 46, n. 22, p. 12302-12315, 2012.

ENYOH, C. E. et al. Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, n. 11, p. 1-17, 2019.

ESCHENBACHER, W. L. et al. Nylon flock-associated interstitial lung disease. *American journal of respiratory and critical care medicine*, v. 159, n. 6, p. 2003-2008, 1999.

FACCIOLÀ, A. et al. Newly emerging airborne pollutants: current knowledge of health impact of micro and nanoplastics. *International journal of environmental research and public health*, v. 18, n. 6, p. 2997, 2021.

FADARE, O. O.; OKOFFO, E. D.; OLASEHINDE, E. F. Microparticles and microplastics contamination in African table salts. *Marine pollution bulletin*, v. 164, p. 112006, 2021.

FARRELL, P.; NELSON, K. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental pollution*, v. 177, p. 1-3, 2013.

FENDALL, L. S.; SEWELL, M. A. Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. *Marine pollution bulletin*, v. 58, n. 8, p. 1225-1228, 2009.

FRÈRE, L. et al. Microplastic bacterial communities in the Bay of Brest: Influence of polymer type and size. *Environmental pollution*, v. 242, p. 614-625, 2018.

GALLO, F. et al. Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures. *Environmental Sciences Europe*, v. 30, n. 1, p. 1-14, 2018.

GASPERI, J. et al. Microplastics in air: are we breathing it in?. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 1: 1-5, 2018.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science advances*, v. 3, n. 7, p. e1700782, 2017.

GESAMP. "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment" (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-

IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP) Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p. 2015.

GKOUTSELIS, G. et al. Microplastics accumulate fungal pathogens in terrestrial ecosystems. *Scientific Reports*, v. 11, n. 1, p. 13214, 2021.

GÜNDOĞDU, S.; KÖŞKER, A. R. Microplastic contamination in canned fish sold in Türkiye. *PeerJ*, v. 11, p. e14627, 2023.

GONG, Y. et al. Microplastics in different tissues of a pelagic squid (*Dosidicus gigas*) in the northern Humboldt Current ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, v. 169, p. 112509, 2021.

GRAY, A. D.; WEINSTEIN, J. E. Size-and shape-dependent effects of microplastic particles on adult daggerblade grass shrimp (*Palaemonetes pugio*). *Environmental toxicology and chemistry*, v. 36, n. 11, p. 3074-3080, 2017.

GREGORY, M. R. & ANDRADY, A. L. Plastics in the marine environment. *Plastics and the Environment*, p.379-401, 2003.

GRINDLER, N. M. et al. Persistent organic pollutants and early menopause in US women. *PloS one*, v. 10, n. 1, p. e0116057, 2015.

GUIMARÃES, G. A. et al. Microplastic contamination in the freshwater shrimp *Macrobrachium amazonicum* in Itacoatiara, Amazonas, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 195, n. 3, p. 434, 2023.

GUO, Y. et al. Occurrence of phthalate metabolites in human urine from several Asian countries. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 7, p. 3138-3144, 2011.

GUO, Wenjing et al. Persistent organic pollutants in food: contamination sources, health effects and detection methods. *International journal of environmental research and public health*, v. 16, n. 22, p. 4361, 2019.

GÜNDOĞDU, S. Contamination of table salts from Turkey with microplastics. *Food Additives & Contaminants: Part A*, v. 35, n. 5, p. 1006-1014, 2018.

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

HALL, N. M. et al. Microplastic ingestion by scleractinian corals. *Marine Biology*, v. 162, n. 3. p. 725-732, 2015.

HAMMER, J.; KRAAK, M. HS; PARSONS, J. R. Plastics in the marine environment: the dark side of a modern gift. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, p. 1-44, 2012.

HANACHI, P. et al. Abundance and properties of microplastics found in commercial fish meal and cultured common carp (*Cyprinus carpio*). *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, n. 23, p. 23777-23787, 2019.

HANKE, G. et al. Guidance on monitoring of marine litter in European seas. 2013.

HARA, J.; FRIAS, J.; NASH, R. Quantification of microplastic ingestion by the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* from Irish waters. *Marine pollution bulletin*, v. 152, p. 110905, 2020.

HERMABESSIERE, L. et al. Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: a review. *Chemosphere*, v. 182, p. 781-793, 2017.

HEUDORF, U.; MERSCH-SUNDERMANN, V.; ANGERER, J. Phthalates: toxicology and exposure. *International journal of hygiene and environmental health*, v. 210, n. 5, p. 623-634, 2007.

HIDALGO-RUZ, V. et al. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental science & technology*, v. 46, n. 6, p. 3060-3075, 2012.

HILL, D. E.; DUBEY, J. P. *Toxoplasma gondii*. *Foodborne parasites*, p. 119-138, 2018.

HUANG, Y. Q. et al. Bisphenol A (BPA) in China: a review of sources, environmental levels, and potential human health impacts. *Environment international*, v. 42, p. 91-99, 2012.

HOSSAIN, M. S. et al. Microplastic contamination in Penaeid shrimp from the Northern Bay of Bengal. *Chemosphere*, v. 238, p. 124688, 2020.

HUESO KORTEKAAS, K. et al. Microplastics in food-grade salt: how bad is the problem?. 2021.

HWANG, J. et al. Potential toxicity of polystyrene microplastic particles. *Scientific reports*, v. 10, n. 1, p. 7391, 2020.

IMO. Review of the current state of knowledge regarding marine litter in wastes dumped at sea under the London Convention and Protocol, Final Report. Office for the London Convention/Protocol and Ocean Affairs: 35 pp. 2016.

IMO. Prevention of Pollution by Garbage from Ships. Disponível em: <<https://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/Garbage-Default.aspx>>. Acesso em: 15 de março de 2022.

IÑIGUEZ, M. E.; CONESA, J. A.; FULLANA, A. Microplastics in Spanish table salt. *Scientific reports*, v. 7, n. 1, p. 1-7, 2017.

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

KANNAN, K.; VIMALKUMAR, K. A review of human exposure to microplastics and insights into microplastics as obesogens. *Frontiers in Endocrinology*, p. 978, 2021.

KAPUKOTUWA, R. et al. High levels of microplastics in commercial salt and industrial salterns in Sri Lanka. *Marine pollution bulletin*, v. 174, p. 113239, 2022.

KARAMI, A. et al. Microplastics in eviscerated flesh and excised organs of dried fish. *Scientific reports*, v. 7, n. 1, p. 1-9, 2017.

KARAMI, A. et al. The presence of microplastics in commercial salts from different countries. *Scientific Reports*, v. 7, n. 1, p. 46173, 2017b.

KARAMI, Ali et al. Microplastic and mesoplastic contamination in canned sardines and sprats. *Science of the total environment*, v. 612, p. 1380-1386, 2018.

KAPTAN, M. et al. Potential threat of plastic waste during the navigation of ships through the Turkish straits. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, n. 8, p. 1-7, 2020.

KELLY, F. J.; FUSSELL, J. C. Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric environment*, v. 60, p. 504-526, 2012.

KERSHAW, P. J. *Marine Plastic Debris and Microplastics Global Lessons and Research to Inspire Action and Guide Policy Change*. United Nations Environment Programme, 2016.

KERSHAW, P. J.; TURRA, A.; GALGANI, F. *Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean*. GESAMP reports and studies, 2019.

KESWANI, A. et al. Microbial hitchhikers on marine plastic debris: human exposure risks at bathing waters and beach environments. *Marine environmental research*, v. 118, p. 10-19, 2016.

KHALIL I.A et al. Morbidity, mortality, and long-term consequences associated with diarrhoea from cryptosporidium infection in children younger than 5 years: a meta-analysis study. *Lancet Glob Health* 2018

KIM, S. et al. Concentrations of phthalate metabolites in breast milk in Korea: Estimating exposure to phthalates and potential risks among breast-fed infants. *Science of The Total Environment*, v. 508, p. 13-19, 2015.

KIM, J. et al. Global pattern of microplastics (MPs) in commercial food-grade salts: sea salt as an indicator of seawater MP pollution. *Environmental science & technology*, v. 52, n. 21, p. 12819-12828, 2018.

KIRSTEIN, I. V. et al. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine environmental research*, v. 120, p. 1-8, 2016. p. 1-8, 2016.

- KLEIN, S. et al. Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment. In: *Freshwater microplastics*. Springer, Cham, p. 51-67, 2018.
- KLOSS, L. et al. Sodium intake and its reduction by food reformulation in the European Union—A review. *NFS journal*, v. 1, p. 9-19, 2015.
- KOLARIK, B. et al. The association between phthalates in dust and allergic diseases among Bulgarian children. *Environmental health perspectives*, v. 116, n. 1, p. 98-103, 2008.
- KOSUTH, M.; MASON, S. A.; WATTENBERG, E. V. Contaminação antropogênica de água de torneira, cerveja e sal marinho. *PloS one*, v. 13, n. 4, pág. e0194970, 2018.
- KÜHN, S.; BRAVO REBOLLEDO, E. L.; FRANEKER, J. A. v. Deleterious effects of litter on marine life. *Marine anthropogenic litter*, p. 75-116, 2015.
- KÜHN, S.; VAN FRANEKER, J. A. Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine pollution bulletin*, v. 151, p. 110858, 2020.
- KUTRALAM-MUNIASAMY, G. et al. Branded milks—Are they immune from microplastics contamination?. *Science of the Total Environment*, v. 714, p. 136823, 2020.
- LACERDA, A. L. F. et al. Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific reports*, v. 9, n. 1, p. 1-12, 2019.
- LAIST, D. W. Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, v. 18, n. 6, p. 319-326, 1987.
- LEBRETON, L. CM et al. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature communications*, v. 8, n. 1, p. 1-10, 2017.
- LEBRETON, L. et al. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific reports*, v. 8, n. 1, p. 1-15, 2018.
- LEE, H.; SHIM, W. J.; KWON, J.-H. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. *Science of the total environment*, v. 470, p. 1545-1552, 2014.
- LEE, B. et al. Occurrence of bisphenols and phthalates in indoor dust collected from Korean homes. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 99, p. 68-73, 2021.
- LI, J. et al. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental pollution*, v. 207, p. 190-195, 2015.
- LIAO, Z. et al. Airborne microplastics in indoor and outdoor environments of a coastal city in Eastern China. *Journal of Hazardous Materials*, v. 417, p. 126007, 2021.
- LIEBEZEIT, G.; LIEBEZEIT, E. Non-pollen particulates in honey and sugar. *Food Additives & Contaminants: Part A*, v. 30, n. 12, p. 2136-2140, 2013.
- LIEBEZEIT, G.; LIEBEZEIT, E. Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food Addit. Contam. Part A Chem. Anal. Control Expo. Risk Assess.* 31, 1574–1578, 2014

LIMONTA, G. et al. Microplastics induce transcriptional changes, immune response and behavioral alterations in adult zebrafish. *Scientific reports*, v. 9, n. 1, p. 1-11, 2019.

LIU, P. et al. Effect of weathering on environmental behavior of microplastics: Properties, sorption and potential risks. *Chemosphere*, 242, 125193, 2020.

LITHNER, D. et al. Leachates from plastic consumer products—screening for toxicity with *Daphnia magna*. *Chemosphere*, v. 74, n. 9, p. 1195-1200, 2009.

LITHNER, D.; LARSSON, Å.; DAVE, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the total environment*, v. 409, n. 18, p. 3309-3324, 2011.

LOUIS, G. M. B. et al. Urinary bisphenol A, phthalates, and couple fecundity: the Longitudinal Investigation of Fertility and the Environment (LIFE) Study. *Fertility and sterility*, v. 101, n. 5, p. 1359-1366, 2014.

LUQMAN, A. et al. Microplastic contamination in human stools, foods, and drinking water associated with Indonesian coastal population. *Environments*, v. 8, n. 12, p. 138, 2021.

LUSHER, A., HOLLMAN, P. and MENDOZA-HILL, J. Microplastics in Fisheries and Aquaculture: Status of Knowledge on Their Occurrence and Implications for Aquatic Organisms and Food Safety. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 615. 2017

MACFADYEN, G.; HUNTINGTON, T. ; CAPPELL, R. Abandoned, Lost or Otherwise Discarded Fishing Gear (No. 523) Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2009).

MAIN, K. M. et al. Human breast milk contamination with phthalates and alterations of endogenous reproductive hormones in infants three months of age. *Environmental health perspectives*, v. 114, n. 2, p. 270-276, 2006.

MAGNI, S. et al. The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant. *Science of the total environment*, v. 652, p. 602-610, 2019.

MANI, K. et al. Community solar salt production in Goa, India. *Aquatic Biosystems*, v. 8, p. 1-8, 2012.

MANZOOR, M. F. et al. An insight into bisphenol A, food exposure and its adverse effects on health: A review. *Frontiers in Nutrition*, v. 9, p. 1047827-1047827, 2022.

MASON, S. A.; WELCH, V. G.; NERATKO, J. Synthetic polymer contamination in bottled water. *Frontiers in chemistry*, v. 6, p. 407, 2018.

MATO, Y. et al. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 308-324, 2001.

MILL, J. G. et al. Estimativa do consumo de sal pela população brasileira: resultado da Pesquisa Nacional de Saúde 2013. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 22, 2019.

MIRAJ, S. S.; PARVEEN, N.; ZEDAN, H. S. Plastic microbeads: small yet mighty concerning. *International journal of environmental health research*, v. 31, n. 7, p. 788-804, 2021.

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

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

MORTON SALT. 2022. Salt Production and Processing. Disponível em: <<https://www.mortonsalt.com/salt-production-and-processing/>> Acesso em: 27 de Dezembro de 2022.

MUDGAL, V. et al. Effect of toxic metals on human health. *The open Nutraceuticals journal*, v. 3, n. 1, 2010.

National Center for Biotechnology Information. PubChem Compound Summary for CID 5234, Sodium Chloride. Disponível em: <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Sodium-Chloride>> Acesso em: 19 de Fevereiro de 2023.

NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine pollution bulletin*, v. 112, n. 1-2, p. 39-45, 2016.

NELMS, S. E. et al. Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environmental pollution*, v. 238, p. 999-1007, 2018.

NÓREN, F. Small plastic particles in Coastal Swedish waters. KIMO Report Sweeden, 2007.

OBERBECKMANN, S.; OSBORN, A. M.; DUHAIME, M. B. Microbes on a bottle: substrate, season and geography influence community composition of microbes colonizing marine plastic debris. *PLoS One*, v. 11, n. 8, p. e0159289, 2016.

OECD. (2004). Emission scenario document on plastic additives. Series on emission scenario documents, no. 3. Paris: Environmental Directorate, OECD Environmental Health and Safety Publications.

OGATA, Y. et al. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine pollution bulletin*, v. 58, n. 10, p. 1437-1446, 2009.

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

- OLIVATTO, G. P. et al. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine pollution bulletin*, v. 139, p. 157-162, 2019.
- OREN, A. Saltern evaporation ponds as model systems for the study of primary production processes under hypersaline conditions. *Aquat. Microb. Ecol.*, v. 56, p. 193-204, 2009.
- ORY, N. C. et al. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Science of the Total Environment*, v. 586, p. 430-437, 2017.
- PARVIN, F. et al. Proliferation of microplastics in commercial sea salts from the world longest sea beach of Bangladesh. *Environmental Advances*, v. 7, p. 100173, 2022.
- PAULY, J. L. et al. Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissue. *Cancer epidemiology, biomarkers & prevention: a publication of the American Association for Cancer Research, cosponsored by the American Society of Preventive Oncology*, v. 7, n. 5, p. 419-428, 1998.
- PEDA, C. et al. Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: preliminary results. *Environmental pollution*, v. 212, p. 251-256, 2016.
- PEDRÓS-ALIÓ, C. et al. The microbial food web along salinity gradients. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 32, n. 2, p. 143-155, 2000.
- PENNINO, M. G. et al. Ingestion of microplastics and occurrence of parasite association in Mediterranean anchovy and sardine. *Marine Pollution Bulletin*, v. 158, p. 111399, 2020.
- PIAZ, L. A. et al. Determination of microplastics in Brazilian sea salt. 16th Brazilian Polymer Conference, 2021.
- PIMENTEL, J. C. et al. Respiratory disease caused by synthetic fibres: a new occupational disease. *Thorax*, v. 30, n. 2, p. 204-219, 1975.
- PIRONTI, C. et al. First Evidence of Microplastics in Human Urine, a Preliminary Study of Intake in the Human Body. *Toxics*, v. 11, n. 1, p. 40, 2022.
- PLASTICS EUROPE, E. P. R. O. *Plastics—the facts 2021. An analysis of European plastics production, demand and waste data.* Plastics Europe, 2021.
- PLEE, T. A.; POMORY, C. M. Microplastics in sandy environments in the Florida Keys and the panhandle of Florida, and the ingestion by sea cucumbers (Echinodermata: Holothuroidea) and sand dollars (Echinodermata: Echinoidea). *Marine Pollution Bulletin*, v. 158, p. 111437, 2020.
- PRATA, J. C. Airborne microplastics: consequences to human health?. *Environmental pollution*, v. 234, p. 115-126, 2018.
- PRATA, J. C. et al. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v. 110, p. 150-159, 2019.

- PRATA, J. C. et al. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of the total environment*, v. 702, p. 134455, 2020.
- PUCKOWSKI, A. et al. Sorption of pharmaceuticals on the surface of microplastics. *Chemosphere*, v. 263, p. 127976, 2021.
- PUTSA, S.; BOUTSON, A.; TUNKIJJANUKIJ, S. Comparison of ghost fishing impacts on collapsible crab trap between conventional and escape vents trap in Si Racha Bay, Chon Buri province. *Agriculture and Natural Resources*, v. 50, n. 2, p. 125-132, 2016.
- RAGUSA, A. et al. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment international*, v. 146, p. 106274, 2021.
- RAZANAJATOVO, R. M. et al. Sorption and desorption of selected pharmaceuticals by polyethylene microplastics. *Marine pollution bulletin*, v. 136, p. 516-523, 2018.
- RENZI, M.; BLAŠKOVIĆ, A. Litter & microplastics features in table salts from marine origin: Italian versus Croatian brands. *Marine pollution bulletin*, v. 135, p. 62-68, 2018.
- ROCHA, R. D. M. et al. Tropical solar saltworks—influence and challenges in the coexistence with traditional population in the Brazilian northeast region. In: *Proceedings of the 9th International Symposium on Salt*, Beijing, China, p. 4-7, 2009.
- ROCHESTER, J. R. Bisphenol A and human health: a review of the literature. *Reproductive toxicology*, v. 42, p. 132-155, 2013.
- ROCHMAN, C. M. The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. In: *Marine anthropogenic litter*. Springer, Cham, p. 117-140, 2015.
- ROCHMAN, C. M. et al. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific reports*, v. 5, n. 1, p. 1-10, 2015b.
- ROCHMAN, C. M. Plastics and priority pollutants: a multiple stressor in aquatic habitats. *Environmental Science and Technology*. 47, 2439-2440, 2013.
- ROTJAN, R. D. et al. Patterns, dynamics and consequences of microplastic ingestion by the temperate coral, *Astrangia poculata*. *Proceedings of the Royal Society B*, v. 286, n. 1905, p. 20190726, 2019.
- RYAN, P. G. et al. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 1999-2012, 2009.
- RYAN, P. G. A brief history of marine litter research. In: *Marine anthropogenic litter*. Springer, Cham, p. 1-25, 2015.

RYAN, P. G. et al. Rapid increase in Asian bottles in the South Atlantic Ocean indicates major debris inputs from ships. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 116, n. 42, p. 20892-20897, 2019.

SALINOR. Produção. Disponível em: <<https://www.salinor.com.br/producao/>>. Acesso em: 10 jul. 2023.

SCHWABL, P. et al. Detection of various microplastics in human stool: a prospective case series. *Annals of internal medicine*, v. 171, n. 7, p. 453-457, 2019.

SCHYMANSKI, D. et al. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Res.* 129, 154–162, 2018.

SEDIVY, V. M. Upgrading and refining of salt for chemical and human consumption. *Salt Partners Zurich, Switzerland*, 2006.

SHANMUGAM, V. et al. Polymer recycling in additive manufacturing: An opportunity for the circular economy. *Materials Circular Economy*, v. 2, n. 1, p. 1-11, 2020.

SHEN, M. et al. Can microplastics pose a threat to ocean carbon sequestration?. *Marine pollution bulletin*, v. 150, p. 110712, 2020.

SHRUTI, V. C. et al. First study of its kind on the microplastic contamination of soft drinks, cold tea and energy drinks-Future research and environmental considerations. *Science of the Total Environment*, v. 726, p. 138580, 2020.

SILVA, A. C. V. et al. Avaliação de riscos ambientais da estocagem de sal marinho em pilhas. 2019.

SMOLOWITZ, R.J. Trap design and ghost fishing: An overview. *Marine Fisheries Review* 40, 2-8. 1978.

SUN, X., et al. Impact of mariculture-derived microplastics on bacterial biofilm formation and their potential threat to mariculture: a case in situ study on the Sungo Bay, China. *Environ. Pollut.* 262, 114336.2020

SUSSARELLU, R et al. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the national academy of sciences*, v. 113, n. 9, p. 2430-2435, 2016.

TAKADA, S. International Pellet Watch: Studies of the magnitude and spatial variation of chemical risks associated with environmental plastics. In: *Accumulation*. Routledge, p. 198-221, 2013.

TAMARGO, A. et al. PET microplastics affect human gut microbiota communities during simulated gastrointestinal digestion, first evidence of plausible polymer biodegradation during human digestion. *Scientific Reports*, v. 12, n. 1, p. 528, 2022.

TENTER, A. M.; HECKEROTH, A. R.; WEISS, L. M. *Toxoplasma gondii*: from animals to humans. *International journal for parasitology*, v. 30, n. 12-13, p. 1217-1258, 2000.

TEUTEN, E. L. et al. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental science & technology*, v. 41, n. 22, p. 7759-7764, 2007.

THOMPSON, R.C. et al. Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1973- 1976. 2009

THOMPSON, R. C. et al. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, v. 364, n. 1526, p. 2153-2166, 2009b.

TOKIWA, Y. et al. Biodegradability of plastics. *International journal of molecular sciences*, v. 10, n. 9, p. 3722-3742, 2009.

TORRES, F. G. et al. Sorption of chemical contaminants on degradable and non-degradable microplastics: Recent progress and research trends. *Science of The Total Environment*, p. 143875, 2020.

TRASANDE, L.; ATTINA, T. M.; BLUSTEIN, J. Association between urinary bisphenol A concentration and obesity prevalence in children and adolescents. *Jama*, v. 308, n. 11, p. 1113-1121, 2012.

UNEP, 2015a. *Plastic in Cosmetics*, ISBN: 978-92-807-3466-9, pp. 33.

UNEP, 2015b. *Biodegradable Plastics and Marine Litter. Misconceptions, concerns and impacts on marine environments*. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi.

UNEP (2016). *Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change*. United Nations Environment Programme, Nairobi.

URBANEK, A. K.; RYMOWICZ, W.; MIROŃCZUK, A. M. Degradation of plastics and plastic-degrading bacteria in cold marine habitats. *Applied microbiology and biotechnology*, v. 102, n. 18, p. 7669-7678, 2018.

U.S. Geological Survey, 2023, *Mineral commodity summaries 2023*: U.S. Geological Survey, 210 p., <https://doi.org/10.3133/mcs2023>

VAN CAUWENBERGHE, L.; JANSSEN, C. R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental pollution*, v. 193, p. 65-70, 2014.

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. *Marine environmental research*, v. 111, p. 5-17, 2015.

VAN SEBILLE, E.; ENGLAND, M. H.; FROYLAND, G. Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environmental Research Letters*, v. 7, n. 4, p. 044040, 2012.

VIANELLO, A. et al. Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a Breathing Thermal Manikin. *Scientific reports*, v. 9, n. 1, p. 1-11, 2019.

XU, X.-Y. et al. Barnacles as potential bioindicator of microplastic pollution in Hong Kong. *Marine pollution bulletin*, v. 154, p. 111081, 2020.

WANG, Y. et al. Airborne microplastics: a review on the occurrence, migration and risks to humans. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, p. 1-8, 2021.

WANG, Y.; QIAN, H. Phthalates and their impacts on human health. In: *Healthcare*. MDPI, p. 603, 2021

WANG, F. et al. Sorption behavior and mechanisms of organic contaminants to nano and microplastics. *Molecules*, v. 25, n. 8, p. 1827, 2020.

WANG, Y.; ZHU, H.; KANNAN, K. A review of biomonitoring of phthalate exposures. *Toxics*, v. 7, n. 2, p. 21, 2019.

WELDEN, N. AC; COWIE, P. R. Long-term microplastic retention causes reduced body condition in the langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environmental pollution*, v. 218, p. 895-900, 2016.

WELDEN, N. A.; LUSHER, A. Microplastics: from origin to impacts. In: *Plastic Waste and Recycling*. Academic Press, p. 223-249, 2020

WESCH, C. et al. Assuring quality in microplastic monitoring: About the value of clean-air devices as essentials for verified data. *Scientific Reports*, v. 7, n. 1, p. 1-8, 2017.

WIESINGER, Helene; WANG, Zhanyun; HELLWEG, Stefanie. *Deep Dive into Plastic Monomers, Additives, and Processing Aids*. Environmental Science & Technology, 2021.
WOODALL, L. C. et al. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society open science*, v. 1, n. 4, p. 140317, 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Salt reduction. Disponível em: <<https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/salt-reduction>>. Acesso em: 13 jun.2023

WORLD HEALTH ORGANIZATION et al. Dietary and inhalation exposure to nano-and microplastic particles and potential implications for human health. 2022.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental pollution*, v. 178, p. 483-492, 2013.

WRIGHT, S. L.; KELLY, F. J. Plastic and human health: a micro issue?. *Environmental science & technology*, v. 51, n. 12, p. 6634-6647, 2017.

WU, C.; ZHANG, K.; XIONG, X. Microplastic pollution in inland waters focusing on Asia. In: *Freshwater microplastics*. Springer, Cham, p. 85-99, 2018.

WU, Y. et al. Effect of microplastics exposure on the photosynthesis system of freshwater algae. *Journal of hazardous materials*, v. 374, p. 219-227, 2019.

WU, X., et al. Selective enrichment of bacterial pathogens by microplastic biofilm. *Water Res.* 165, 114979. 2019a

WWF, 2019 - WWF Brasil. Disponível em: <<https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico>>. Acesso em: 26/10/2021.

YANG, D. et al. Microplastic pollution in table salts from China. *Environmental science & technology*, v. 49, n. 22, p. 13622-13627, 2015.

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

ZETTLER E.R.; MINCER T.J; AMARAL-ZETTLER LA. Life in the “plastisphere”: Microbial communities on plastic marine debris. *Environ Sci Technol* 47(13):7137–7146. 2013

ZHANG, Y. et al. Phthalate levels and low birth weight: a nested case-control study of Chinese newborns. *The Journal of pediatrics*, v. 155, n. 4, p. 500-504, 2009.

ZHANG, Q. et al. A review of microplastics in table salt, drinking water, and air: direct human exposure. *Environmental Science & Technology*, v. 54, n. 7, p. 3740-3751, 2020.

ZHANG, E. et al. Association of zoonotic protozoan parasites with microplastics in seawater and implications for human and wildlife health. *Scientific reports*, v. 12, n. 1, p. 6532, 2022.

ZHAO, Qiancheng et al. Detection and characterization of microplastics in the human testis and semen. *Science of The Total Environment*, v. 877, p. 162713, 2023.

ZHU, X. et al. Airborne microplastic concentrations in five megacities of northern and southeast China. *Environmental science & technology*, v. 55, n. 19, p. 12871-12881, 2021.