



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

YASMIN NASCIMENTO DE BARROS

**MICROPLÁSTICO EM AMBIENTES RECIFAIS DA COSTA DO CEARÁ,
NORDESTE BRASILEIRO**

FORTALEZA

2024

YASMIN NASCIMENTO DE BARROS

MICROPLÁSTICO EM AMBIENTES RECIFAIS DA COSTA DO CEARÁ, NORDESTE
BRASILEIRO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciência, tecnologia e gestão costeira e oceânica.

Orientador: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante.

Coorientador: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

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

B284m Barros, Yasmin Nascimento de.

Microplástico em ambientes recifais da costa do Ceará, Nordeste brasileiro / Yasmin Nascimento de Barros. – 2024.

66 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós- Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2024.

Orientação: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante.

Coorientação: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares.

1. Microplástico. 2. Ambiente recifal. 3. Sedimento. 4. Coral. 5. Atlântico Sul. I. Título.

CDD 551.46

YASMIN NASCIMENTO DE BARROS

MICROPLÁSTICO EM AMBIENTES RECIFAIS DA COSTA DO CEARÁ, NORDESTE
BRASILEIRO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciência, tecnologia e gestão costeira e oceânica.

Aprovada em: / / .

BANCA EXAMINADORA

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

Prof^a Dra. Cybelle Menolli Longhini
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Prof Dr. André Henrique Barbosa de Oliveira
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus.

Aos meus pais e a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para que hoje pudesse estar aqui.

AGRADECIMENTOS

A Deus por sua providência em minha vida.

À minha família pelo incentivo e paciência.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

À Universidade Federal do Ceará e ao Instituto de Ciências do Mar pela disponibilização dos espaços utilizados.

Ao Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante por sua excelente orientação, paciência e atenção com minha vida acadêmica, buscando sempre oportunidades que aperfeiçoassem minha experiência profissional.

Ao Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares por sua coorientação e ao Prof. Dr. Tommaso Giarizzo pelas reflexões, críticas e sugestões recebidas.

Aos mergulhadores Sandra Vieira Paiva, Erika Beux e Daniel Ricarte que possibilitaram a realização do trabalho auxiliando na coleta das amostras.

Ao Prof. Dr. Alejandro Pedro Ayala e ao Me. Vasco Stascxak Neto pela disponibilização e auxílio no uso de equipamento do Laboratório de Cristalografia Estrutural.

À Coordenação do Laboratório Multidisciplinar e de Microbiologia e aos técnicos Antônia Karine Barros Nojosa e Manoel Florindo Junior pela disponibilização e auxílio no uso de equipamento do Programa de Pós-Graduação em Odontologia (PPGO).

À Profa. Dra. Cristina de Almeida Rocha Barreira e ao técnico Dr. Wilson Franklin Junior pela disponibilização e auxílio no uso de equipamento do Laboratório de Zoobentos.

Aos colegas da turma de mestrado, pelas risadas, conversas e sugestões que tornaram este período leve e agradável.

“Quem não deixa de caminhar e seguir adiante mesmo tarde chega.” (TERESA DE JESUS, 2011, p. 145).

RESUMO

A presença de microplástico no meio marinho é notável no meio científico desde a década de 70 (setenta) e atrelado a isto a preocupação crescente de como estas micropartículas influenciam no meio biótico e abiótico. No ambiente marinho, pontos de acumulação de microplástico são considerados sumidouros, como é o caso dos giros oceânicos e de ambientes recifais. Este trabalho possui como objetivo apresentar o primeiro registro de microplástico encontrado no esqueleto de uma espécie de coral construtor em recife do Atlântico Sul e testar a hipótese de que a proximidade a um estuário poluído e a densidade demográfica de uma região influenciam na presença de microplástico no sedimento de ambientes recifais. A área de trabalho é a costa do estado do Ceará. A coleta de sedimento foi realizada em cinco ambientes recifais: Volta da Jurema (Fortaleza), Foz rio Cocó (Fortaleza), Pedra da Risca do Meio (Fortaleza), Canal do Uruau (Beberibe) e Pedra Rachada (Paracuru); e observada a influência da foz do Riacho Maceió sobre a Volta da Jurema, o estuário do rio Cocó sobre a Pedra da Risca do Meio e o recife da Foz do Cocó, estuário do rio Ceará sobre a Pedra Rachada e estuário do Rio Jaguaribe sobre o Canal do Uruau. Já a coleta dos corais ocorreu na Volta da Jurema (Fortaleza) e Pedra Rachada (Paracuru). Para isto a metodologia utilizada é a de extração dos microplásticos, por diferença de densidade, presentes no sedimento, tecido e esqueleto do coral por um Sistema Extrator de Microplástico (SEM); processo seguido de contagem e registro fotográfico por um microscópio estereoscópio e análise química por espectroscopia Raman. Os resultados obtidos atestam a hipótese de que a proximidade a centros populacionais e a estuários poluídos influenciam na quantidade de microplásticos no sedimento e que há micropartículas no esqueleto do coral construtor analisado. Este trabalho contribui com o meio científico trazendo uma pesquisa base com dados de microplástico em corais ainda não demonstrados na costa cearense, utilizando nova metodologia para extração de microplásticos em sedimentos e com apresentação de dados que auxiliem no manejo desse ecossistema.

Palavras-chave: micropartículas; recifes costeiros; sedimento marinho; coral; Atlântico Sul.

ABSTRACT

The presence of microplastics in the marine environment has been noted in scientific circles since the 1970s, and this is coupled with growing concern about how these microparticles influence the biotic and abiotic environment. In the marine environment, microplastic accumulation points are considered sinks, such as ocean gyres and reef environments. The aim of this work is to present the first record of microplastic found in the skeleton of a species of reef-building coral in the South Atlantic and to test the hypothesis that proximity to a polluted estuary and the population density of a region influence the presence of microplastic in the sediment of reef environments. The working area is the coast of the state of Ceará. Sediment was collected from five reef environments: Volta da Jurema (Fortaleza), Foz rio Cocó (Fortaleza), Pedra da Risca do Meio (Fortaleza), Canal do Uruau (Beberibe) and Pedra Rachada (Paracuru); and observed the influence of the mouth of the Maceió Creek on Volta da Jurema, the estuary of the Cocó River on Pedra da Risca do Meio and the reef at Foz do Cocó, the estuary of the Ceará River on Pedra Rachada and the estuary of the Jaguaribe River on Canal do Uruau. The corals were collected at Volta da Jurema (Fortaleza) and Pedra Rachada (Paracuru). For this, the methodology used is the extraction of microplastics, by density difference, present in the sediment, tissue and skeleton of the coral by a Microplastic Extractor System (SEM); process followed by counting and photographic recording by a stereoscopic microscope and chemical analysis by Raman spectroscopy. The results obtained support the hypothesis that proximity to population centers and polluted estuaries influence the amount of microplastics in the sediment and that there are microparticles in the skeleton of the builder coral analyzed. This work contributes to the scientific community by providing a research base with data on microplastics in corals that has not yet been demonstrated on the coast of Ceará, using a new methodology for extracting microplastics from sediments and presenting data that will help in the management of this ecosystem.

Keywords: microparticles; coastal reefs; marine sediment; coral; South Atlantic.

LISTA DE FIGURA

| | | |
|-----------|--|----|
| Figura 1 | - Processo de espalhamento Raman | 16 |
| Figura 2 | - Mapa coleta amostras de coral | 25 |
| Figura 3 | - Coleta colônia do coral <i>Siderastrea stellata</i> | 26 |
| Figura 4 | - Sistema extrator de microplástico..... | 27 |
| Figura 5 | - Espectrômetro Raman utilizado..... | 29 |
| Figura 6 | - Cores e valores absolutos de MPs..... | 30 |
| Figura 7 | - Valores absolutos de MPs no tecido e esqueleto..... | 31 |
| Figura 8 | - Perfil químico de partículas encontradas no tecido e esqueleto do coral..... | 32 |
| Figura 9 | - Mapa coleta amostras de sedimento | 46 |
| Figura 10 | - Cores e valores absolutos de MPs no sedimento..... | 48 |
| Figura 11 | - Extrapolação dos valores de MPs em cada área de coleta..... | 49 |
| Figura 12 | - Distribuição das cores de MPs encontrados em cada área..... | 52 |
| Figura 13 | - Perfil químico de partículas encontradas no sedimento..... | 53 |

LISTA DE TABELAS

| | | |
|----------|--|----|
| Tabela 1 | - Densidade de MP para tecido e esqueleto..... | 31 |
| Tabela 2 | - Distância entre o ponto de coleta e estuário..... | 45 |
| Tabela 3 | - Comparação de significância das regiões de coleta de sedimento | 49 |
| Tabela 4 | - Correlação de Pearson entre abundância de MPs e variáveis observadas ... | 50 |
| Tabela 5 | - Significância entre composição de cores dos MPs e pares de localidade | 51 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|---------|---|
| CaU | Canal do Uruau |
| ER | Espectroscopia Raman |
| EVA | Acetato de vinila |
| FRC | Foz do rio Cocó |
| HDPE | Polietileno de alta densidade |
| LDPE | Polietileno de baixa densidade |
| MP | Microplástico |
| MPs | Microplásticos |
| PA | Poliamida |
| PEMPRIM | Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio |
| PMMA | Metacrilato de polimetila |
| PP | Polipropileno |
| PR | Pedra Rachada |
| PS | Poliestireno |
| SEM | Sistema Extrator de Microplástico |
| VJ | Volta da Jurema |

SUMÁRIO

| | |
|--------------------------------------|----|
| 1 INTRODUÇÃO | 14 |
| 1.2 Hipóteses | 17 |
| 2 OBJETIVOS | 17 |
| 2.1 Geral | 17 |
| 2.2 Específicos | 17 |
| REFERÊNCIAS | 18 |
| CAPÍTULO I | 21 |
| 1 INTRODUÇÃO | 22 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS | 24 |
| 2.1 Área de estudo | 24 |
| 2.2 Coleta e análise | 25 |
| 2.2.1 Digestão do tecido | 27 |
| 2.2.2 Dissolução do esqueleto | 28 |
| 2.2.3 Contagem | 28 |
| 2.2.4 Análise química | 28 |
| 3 RESULTADO E DISCUSSÃO | 29 |
| 4 CONCLUSÃO | 35 |
| REFERÊNCIAS | 36 |
| CAPÍTULO II | 42 |
| 1 INTRODUÇÃO | 43 |
| 2 MATERIAIS E MÉTODOS | 45 |
| 3 RESULTADO E DISCUSSÃO | 47 |
| 4 CONCLUSÃO | 55 |
| 5 CONCLUSÃO GERAL | 56 |
| REFERÊNCIA | 56 |

| | |
|----------------|----|
| ANEXO A | 60 |
| ANEXO B | 61 |
| ANEXO C | 62 |
| ANEXO D | 63 |
| ANEXO E | 64 |
| ANEXO F | 65 |

1 INTRODUÇÃO

Desde a descoberta do baquelite, primeiro polímero totalmente sintético, por Leo Hendrik Baekeland no século XX, sua ação isolante, durabilidade e resistência ao calor deu início à ascensão deste material (WILLIAMS; RANGEL-BUITRAGO, 2022), sendo impulsionado pela Segunda Guerra Mundial (ZAMORA et al., 2020). Sua capacidade de substituir a matéria prima natural (exemplo, carapaças de tartarugas na produção de pentes) para a confecção de produtos concebeu, *a priori*, uma visão limpa e positiva do plástico (ZAMORA et al., 2020). Atualmente este material é causa de preocupação mundial devido ao seu grande *bloom* de produção desde o seu descobrimento, proporcionado pelo seu baixo custo e elevada durabilidade, gerando grande quantidade de lixo e causando danos ao meio ambiente tanto no seu processo inicial como na liberação de aditivos (WILLIAMS; RANGEL-BUITRAGO, 2022; ZAMORA et al., 2020).

Na literatura, os primeiros registros de microplásticos (MPs) nos oceanos surgiram a partir da década de 70 com os trabalhos de Carpenter et al., (1972) e Carpenter e Smith, (1972). Em sua pesquisa Carpenter e Smith (1972) coletaram com uma rede de neuston plásticos variando entre 0,25 e 0,5 cm de diâmetros, sendo a maioria no formato *pellet*, e observaram que as partículas coletadas eram superfícies de fixação para diatomáceas e hidróides. Ainda neste trabalho supõem que a fragilidade com que as partículas foram encontradas pode ter sido resultado da perda dos plastificantes pelo intemperismo. No mesmo ano Carpenter et al. (1972) trouxeram novas hipóteses à presença dos MPs no meio marinho: a de que essas partículas provavelmente aderiam em si compostos presentes no meio (adsorção); que a densidade poderia determinar em que compartimento do ambiente marinho o MP iria tender a permanecer e que a entrada destas partículas na cadeia alimentar poderia vir a causar bloqueio intestinal em algumas espécies de peixes.

Desde então a presença dessas partículas têm sido registradas nos mais diversos ambientes marinhos (POUREBRAHIMI; PIROOZ, 2023; SALOMONE; PASSUCCI; ARECO, 2023; SCHERER et al., 2018). Neste contexto, uma busca para a definição do tamanho do MP se iniciou, sendo delimitada uma extensão máxima de 5 mm (GESAMP, 2015; HALE et al., 2019; THOMPSON et al., 2004) . Ademais, a literatura ainda oscila principalmente no tocante à determinação do seu limite inferior, sendo 1 µm o mais utilizado (FRIAS; NASH, 2019; HARTMANN et al., 2019; KOELMANS; BLESSELING; SHIM, 2015).

De todo modo, sua definição inicial tem por base pequenas partículas que seriam capazes de serem ingeridas com facilidade pela biota e que forneceriam outros tipos de riscos que não fossem semelhantes aos dos macroplásticos (GESAMP, 2015). Além do tamanho, sua identificação também está na composição química, formato, cor, origem e densidade (COLE et al., 2011; GESAMP, 2015; HALE et al., 2019; SCHERER et al., 2018). Assim, sua origem no ambiente marinho pode ocorrer na forma primária ou secundária, sendo os de origem secundária mais abundantes nos corpos d'água (COLE et al., 2011; ERIKSEN et al., 2014; WANG; GE; YU, 2020). Os MPs de origem primária são produzidos intencionalmente pela indústria, como é o caso de microesferas utilizadas em produtos de higiene pessoal e *pellets*; enquanto os de origem secundária são fruto de processos de fragmentação do MP (FRIAS; NASH, 2019; GESAMP, 2015). Tais processos podem ocorrer por ação mecânica, química, física, fotodegradação e ação biótica (CHEANG; MA; FOK, 2018; FRIAS; NASH, 2019; GESAMP, 2015; HALE et al., 2019; POUREBRAHIMI; PIROOZ, 2023). Os formatos de MPs já registrados são: *pellets*, fragmentos, fibras, filamentos, filmes, microesferas, esponja, isopor e borracha, sendo os três primeiros citados os mais abrangentes na literatura (FRIAS; NASH, 2019).

Quanto à sua composição química, os MPs são uma estrutura polimérica sintética com aditivos que conferem o propósito comercial desejado como cor, resistência e densidade, que determina a flutuabilidade do polímero (COLE et al., 2011; GIGAULT et al., 2018). Sua identificação pode se dar por diversas técnicas analíticas sendo a técnica de Espectroscopia Raman uma das mais indicadas para esta análise (TIRKEY; UPADHYAY, 2021). O método consiste na interação de um fóton de energia monocromático com a nuvem eletrônica presente nos átomos de uma molécula (KUPTSOV; ZHIZHIN, 1998). Assim, a técnica se baseia no espalhamento inelástico da luz, que depende dos níveis de energia presentes na matéria analisada (composição atômica, força de ligação, geometria e interações intermoleculares) (RIBEIRO-CLARO; NOLASCO; ARAÚJO, 2017). O feixe de luz monocromático é incidido na amostra o que leva a matéria a um nível de energia virtual, que não é estável e irradia rapidamente o fóton de duas maneiras possíveis: a molécula retorna ao seu estado vibracional inicial (espalhamento elástico ou Rayleigh) ou a um estado de diferente energia (espalhamento inelástico ou Raman) (FARIA; SANTOS; GONÇALVES, 1997; SMITH; DENT, 2004) (Figura 1). Quando o processo de espalhamento Raman ocorre devido a absorção de energia do estado vibracional fundamental para o vibracional excitado tem-se o espalhamento *Stokes*, quando a molécula já está no estado de excitação no ambiente o

espalhamento é denominado *anti-Stokes* (SMITH; DENT, 2004). O espalhamento inelástico Stokes é o mais identificado por ser mais comum ter moléculas no seu estado vibracional fundamental no ambiente do que no estado excitado (SMITH; DENT, 2004).

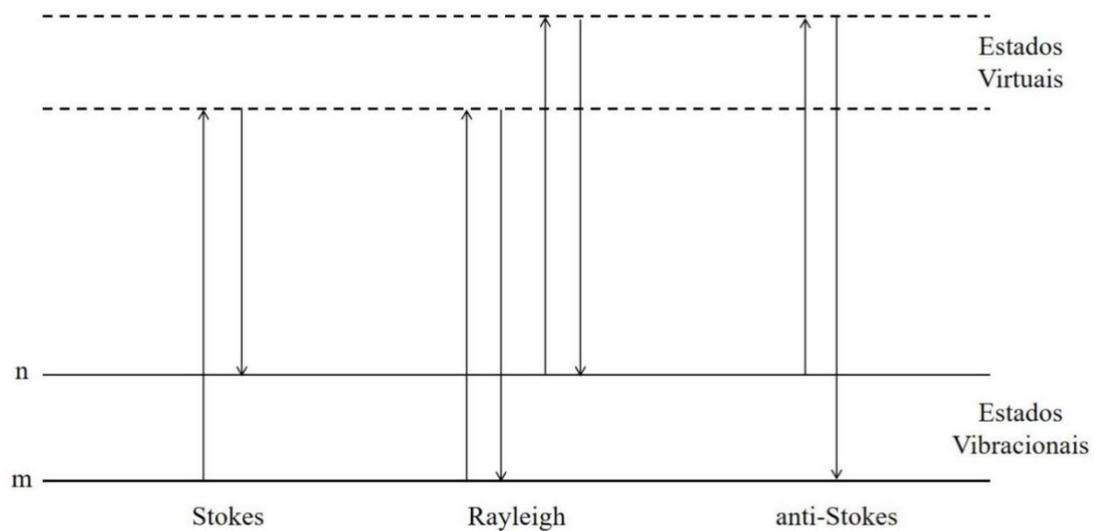


Figura 1. Imagem retirada de Smith e Dent (2004) em que demonstra o processo do espalhamento Raman. Em “m” está o menor nível de energia (fundamental) e em “n” o estado vibracional excitado. As setas apontadas para baixo indicam o espalhamento Raman em Stokes e anti-Stokes.

Alguns exemplos de polímeros encontrados em ambientes marinhos por meio desta técnica são: poliestireno (PS); polipropileno (PP); polietileno de baixa densidade (LDPE), polietileno de alta densidade (HDPE), acetato de vinila (EVA), poliamida (PA), nylon (PA 6,6), metacrilato de polimetila (PMMA) entre outros (FRIAS et al., 2018; WANG; GE; YU, 2020). Toda esta variedade em sua definição permite que estas micropartículas alcancem e se espalhem na zona litorânea, nerítica e pelágica dos oceanos, atingindo, assim, organismos do neuston, bentos e plâncton (SCHERER et al., 2018; WANG; GE; YU, 2020).

Estudos recentes mostram como o MP está inserido em todos os níveis tróficos da cadeia alimentar marinha (AROSSA et al., 2019; JAMIESON et al., 2019; NELMS et al., 2019; CARLIN et al., 2020; ROCHA et al., 2020; TANG et al., 2021; WANG; GE; YU, 2020; BOURDAGES et al., 2021; D’ANGELO; MECCARIELLO, 2021; WANG et al., 2021; YONG; VALIYAVEETIL; TANG, 2020; ZANTIS et al., 2021; SBRANA et al., 2022; GRACE et al., 2022) e sua interação negativa com a biota, sendo encontrado desde os tecidos à excreção dos organismos (GESAMP, 2015). Os fatores de classificação do MP influenciam no grau de periculosidade do plástico e em que compartimento oceânico serão mais favoráveis

de serem encontrados (GESAMP, 2015). Nos corpos d'água, ambientes que possuem facilidade em acumular essas partículas são considerados sumidouros de microplástico, como é o caso dos giros oceânicos, regiões costeiras próximas a centros urbanos e ambientes recifais (GESAMP, 2016).

Assim, a importância da compreensão de como essas partículas interagem com o meio biótico e abiótico torna-se cada vez mais urgente. Atualmente as pesquisas realizadas ainda mostram grande divergência na análise dessas substâncias e novos subníveis dentro desse ramo de pesquisa surgem a cada nova descoberta. A deficiência na padronização metodológica prejudica a comparação de resultados, além de haver ambientes com menor quantidade de estudos, como é o caso dos ambientes recifais, compartimentos sedimentares oceânicos, regiões mais profundas e organismos sésseis.

1.2 HIPÓTESES

- A proximidade a um estuário poluído e o tamanho populacional de uma região influenciam na presença de microplástico no sedimento de ambientes recifais;
- Microplásticos já fazem parte do esqueleto da espécie *Siderastrea stellata* em recifes costeiros no Atlântico Sul.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Avaliar a presença de microplásticos nos compartimentos sedimento e biota, coral duro *Siderastrea stellata*, de ambientes recifais costeiros no Atlântico Sul.

2.2 ESPECÍFICOS

- Verificar a variação espacial da distribuição de MPs em sedimentos de ambientes recifais quanto à distância da foz de estuários;
- Analisar como a proximidade a centros urbanos influencia na cor e quantidade de MPs no ambiente recifal;
- Identificar os MPs por composição química, cor e formato em sedimento, tecido e esqueleto do coral *Siderastrea stellata*;

- Avaliar a presença das partículas de MPs no tecido e interior do esqueleto do coral pétreo *Siderastrea stellata*.

REFERÊNCIAS

- AROSSA, S. et al. Microplastic removal by Red Sea giant clam (*Tridacna maxima*). **Environmental Pollution**, v. 252, p. 1257–1266, 1 set. 2019.
- BOURDAGES, M. P. T. et al. Breeding seabirds as vectors of microplastics from sea to land: Evidence from colonies in Arctic Canada. **Science of The Total Environment**, v. 764, abr. 2021.
- CARLIN, J. et al. Microplastic accumulation in the gastrointestinal tracts in birds of prey in central Florida, USA. **Environmental Pollution**, v. 264, set. 2020.
- CARPENTER, E. J. et al. Polystyrene spherules in coastal waters. **Science**, v. 178, n. 4062, p. 749–750, 1972.
- CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. Plastics on the Sargasso sea surface. **Science**, v. 175, n. 4027, p. 1240–1241, 1972.
- CHEANG, C. C.; MA, Y.; FOK, L. Occurrence and composition of microplastics in the seabed sediments of the coral communities in proximity of a metropolitan area. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 10, 16 out. 2018.
- COLE, M. et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588–2597, dez. 2011.
- D'ANGELO, S.; MECCARIELLO, R. Microplastics: A Threat for Male Fertility. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 5, 1 mar. 2021.
- ERIKSEN, M. et al. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. **PloS ONE**, v. 9, n. 12, 10 dez. 2014.
- FARIA, A.; SANTOS, L.; GONÇALVES, N. Uma Demonstração Sobre o Espalhamento Inelástico de Luz: Repetindo o Experimento de Raman. v. 20, n. 3, p. 319–323, 1 jun. 1997
- FRIAS, J. et al. Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. **JPI-Oceans baseman project**, n. May, p. 33, 2018.
- FRIAS, J. P. G. L.; NASH, R. Microplastics: Finding a consensus on the definition. **Marine Pollution Bulletin**, v. 138, p. 145–147, 1 jan. 2019.

- GESAMP. Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: A Global Assessment. [s.l.] Peter Kershaw, v.90, 2015.
- GESAMP. Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: Part 2 of a Global Assessment. 93. ed. 2016.
- GIGAULT, J. et al. Current opinion: What is a nanoplastic? **Environmental Pollution**, v. 235, p. 1030–1034, 2018.
- GRACE, J. K. et al. Microplastics in the Gulf of Mexico: A Bird’s Eye View. **Sustainability**, v. 14, n. 13, 27 jun. 2022.
- HALE, R. C. et al. A Global Perspective on Microplastics. **Journal of Geophysical Research: Oceans Blackwell Publishing Ltd**, , 1 jan. 2019.
- HARTMANN, N. B. et al. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 3, p. 1039–1047, 5 fev. 2019.
- JAMIESON, A. J. et al. Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. **Royal Society Open Science**, v. 6, n. 2, 1 fev. 2019.
- KUPTSOV, A. H.; ZHIZHIN, G. N. **Handbook of fourier transform Raman and infrared spectra of polymers**. Amsterdam ; New York: Elsevier, 1998.
- NELMS, S. E. et al. Microplastics in marine mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory? **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, 31 dez. 2019.
- POUREBRAHIMI, S.; PIROOZ M.. Microplastic pollution in the marine environment: A review. p. 100327–100327, 1 maio 2023.
- RIBEIRO-CLARO, P.; NOLASCO, M. M.; ARAÚJO, C. Characterization of Microplastics by Raman Spectroscopy. **Characterization and Analysis of Microplastics**, p. 119–151, 2017.
- ROCHA, R. J. M. et al. Do microplastics affect the zoanthid *Zoanthus sociatus*? **Science of the Total Environment**, v. 713, 15 abr. 2020.
- SALOMONE V. N.; PASSUCCI, V.; ARECO M. “Microplastic Pollution in Marine Environments: Exploring Sources, Sinks, and Consequences with a Focus on Algal Interactions”. **Regional Studies in Marine Science**, v. 68, p. 103270–103270, 1 dez. 2023.
- SBRANA, A. et al. Ask the shark: blackmouth catshark (*Galeus melastomus*) as a sentinel of plastic waste on the seabed. **Marine Biology**, v. 169, n. 7, p. 98, 7 jul. 2022.
- SCHERER, C. et al. Interactions of microplastics with freshwater biota. Em: **Handbook of Environmental Chemistry**. [s.l.] Springer Verlag, v. 58p. 153–180, 2018.

- SMITH, E.; DENT, G. *Modern Raman Spectroscopy - A Practical Approach*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2004
- TANG, J. et al. Differential enrichment and physiological impacts of ingested microplastics in scleractinian corals in situ. **Journal of Hazardous Materials**, v. 404, 15 fev. 2021.
- THOMPSON, R. C. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838–838, 7 maio 2004.
- TIRKEY, A.; UPADHYAY, L. S. B. Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, p. 112604, set. 2021.
- WANG, F. et al. Microplastics in spotted seal cubs (*Phoca largha*): Digestion after ingestion? *Science of The Total Environment*, v. 785, set. 2021.
- WANG, W.; GE, J.; YU, X. Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 189, fev. 2020.
- WILLIAMS, A. T.; RANGEL-BUITRAGO, N. The past, present, and future of plastic pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 176, p. 113429, 1 mar. 2022.
- YONG, C.; VALIYAVEETIL, S.; TANG, B. Toxicity of Microplastics and Nanoplastics in Mammalian Systems. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 5, 26 fev. 2020.
- ZAMORA, A. M. et al. **Atlas do Plástico: fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos**. 1. ed. Rio de Janeiro. 2020
- ZANTIS, L. J. et al. Marine mammals and microplastics: A systematic review and call for standardization. **Environmental Pollution**, v. 269, jan. 2021.

CAPÍTULO I

Detecção de micropartícula no esqueleto do coral *Siderastrea stellata* em recife costeiro do Atlântico Sul

Resumo

Os corais são de grande relevância ecológica em um ecossistema recifal. Assim, os corais bioconstrutores são responsáveis em proporcionar um ambiente único, de alta biodiversidade marinha e produtividade. A maioria dos estudos de MPs em corais tem sido feito com base em experimentos laboratoriais em aquários. Assim, este trabalho possui como objetivo apresentar a primeira identificação de MP no esqueleto de um coral bioconstrutor no Atlântico Sul, analisando também sua presença no tecido desses animais. A área de estudo consiste nos recifes entremarés da Volta da Jurema (Fortaleza) e da Praia da Pedra Rachada (Paracuru) localizados no estado do Ceará, nordeste do Brasil. Um total de 31 MPs suspeitos foram encontrados nas amostras de coral analisadas, sendo a amostra coletada no Recife da Volta da Jurema a que acusou maior quantidade de possíveis MPs e apenas a amostra da Pedra Rachada acusou MP em seu esqueleto. A forma predominante foi a de filamento e a composição química observada a do poliestireno (PS). Observou-se que se faz necessário estudos com maior amostragem e sazonalidade para que haja análises estatísticas e que se possa avaliar a influência da pressão antropogênica e das variáveis físico-químicas do ambiente sobre a calcificação do MP no coral.

Palavras-chave: Microplástico, bioconstrutor, corais, ambiente recifal

Abstract

Corals are of great ecological importance in a reef ecosystem. Thus, coral bioconstructors are responsible for providing a unique environment of high marine biodiversity and productivity. Most studies of MPs in corals have been based on laboratory experiments in aquariums. The aim of this study is to present the first identification of MPs in the skeleton of a bioconstructor coral in the South Atlantic, and to analyze their presence in the tissue of these animals. The study area consists of the intertidal reefs of Volta da Jurema (Fortaleza) and Praia da Pedra Rachada (Paracuru) located in the state of Ceará, northeastern Brazil. A total of 31 suspected MPs were found in the coral samples analyzed, with the sample collected from Volta da Jurema Reef showing the highest number of possible MPs and only the sample from Pedra Rachada showing MPs in its skeleton. The predominant form was filament and the chemical composition was polystyrene (PS). It was observed that studies with a larger sample size and seasonality are needed in order to carry out statistical analyses and assess the influence of anthropogenic pressure and the physico-chemical variables of the environment on the calcification of MP in coral.

Keywords: Microplastic, bioconstructor, coral, reef environment

1 INTRODUÇÃO

Os corais bioconstrutores secretam um exoesqueleto de carbonato de cálcio (CaCO_3) (ZILBERBERG et al., 2016) e são agentes responsáveis pela construção de um recife à medida que, no decorrer dos anos, seus esqueletos são depositados e cimentados formando uma estrutura tridimensional (HOEGH-GULDBERG et al., 2017; ZILBERBERG et al., 2016; ZOCCOLA et al., 2020). Os corais são de grande relevância ecológica em um ecossistema recifal (HOEGH-GULDBERG et al., 2017; ZILBERBERG et al., 2016). Assim, os corais bioconstrutores são responsáveis por proporcionar um ambiente único, de alta biodiversidade marinha e produtividade (HOEGH-GULDBERG et al., 2017; ZOCCOLA et al., 2020).

A maioria dos estudos de MPs em corais tem sido feito com base em experimentos laboratoriais em aquários. A interação coral e MPs pode ocorrer pela via da ingestão, exposição ou adesão (HUANG et al., 2021; SOARES et al., 2020). Os possíveis impactos provenientes deste contato são: doenças induzidas pelos MPs e sua plástisfera (BARROS;

SEENA, 2021; DEY et al., 2022), contaminação por elementos sorvidos pelos MPs, baixa eficiência na simbiose do coral com a zooxantela, déficit energético, alteração nos seus processos de crescimento, respiratório e reprodução, indução de processos de branqueamento, produção de muco em excesso e danos oxidativos ao DNA precarizando seu sistema de defesa (HUANG et al., 2021; SOARES et al., 2020). Enfim, os MPs trazem inúmeras sequelas negativas aos corais que os afetam de forma direta e indiretamente todo o ecossistema marinho recifal (ZHANG et al., 2023).

Os ambientes recifais devido sua produtividade e, em sua maioria, proximidade às regiões costeiras estão sendo impactados por atividades antrópicas como o turismo, urbanização e pesca (GESAMP, 2016; HUANG et al., 2021; JOHN et al., 2022). Sua localização, além de sua estrutura tridimensional, favorece a presença e captura de plásticos (macro, meso, micro e nano) (TIRKEY; UPADHYAY, 2021) em diferentes compartimentos como água, sedimentos e biota (HUANG et al., 2021). Os rios também são tidos como uma das principais fontes de MPs para os ambientes recifais, estando seu nível de poluição diretamente ligado ao grau de urbanização em suas proximidades (GESAMP, 2016; JOHN et al., 2022).

Ademais, a presença de MPs já foi detectada principalmente em sedimentos recifais (CHEANG; MA; FOK, 2018; CORDOVA; HADI; PRAYUDHA, 2018) e águas no entorno dos recifes (GARCIA et al., 2020; HUANG et al., 2019; PENG et al., 2018). Poucos estudos detectaram MPs em corais bioconstrutores (HIERL; WU; WESTPHAL, 2021; JOPPIEN et al., 2022; LIM et al., 2022), e estes foram realizados principalmente na região asiática, Caribe e Indo-Pacífico (RAHMAN et al., 2023; ZHANG et al., 2023). Tudo isto permite supor que o ambiente recifal atua como um sumidouro de MPs (REICHERT et al., 2022; SOARES et al., 2020; SOARES et al., 2023). Dito isto, estudos de diagnóstico que detectem MPs em corais bioconstrutores são necessários para maior compreensão dos possíveis impactos destas partículas.

No Atlântico Sul uma das principais espécies de corais construtores de recife e mais amplamente distribuída é *Siderastrea stellata* (BARROS; PIRES, 2006; LEÃO et al., 2016). Sua resistência a ambientes com alta sedimentação e turbidez a faz prevalecer sobre as demais espécies encontradas nestes ambientes (BARROS; LUCAS; SOARES, 2021; GASPAR et al., 2021; LEÃO et al., 2016). Assim, dada a escassez de pesquisas de MPs em ambientes recifais costeiros no Atlântico Sul, o nosso estudo de baseline detecta pela primeira vez a presença de

micropartículas no esqueleto do coral construtor *Siderastrea stellata* em recife costeiro do Atlântico Sul.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A costa equatorial semiárida do Atlântico Sul (Ceará, Brasil), possui uma variedade de habitats tropicais como manguezais, dunas, bancos de rodolitos e recifes rasos e mesofóticos onde o coral *S. stellata* é a principal espécie (SOARES et al., 2018; PORTUGAL et al., 2016; RABELO et al., 2015). A região possui clima semiárido, chuvas restritas ao primeiro semestre do ano e um regime de maré semidiurna (CARNEIRO et al., 2021; MAIA et al., 1998; RABELO et al., 2015; SMITH; MORAIS, 1984). Os recifes da região entremarés possuem variação sazonal na temperatura da água (25 °C a 33,5 °C) e salinidade (35 a 43,2) (BARROS; LUCAS; SOARES, 2021; CARNEIRO et al., 2021; SOARES et al., 2018). Ademais é uma região conhecida por sua elevada sedimentação e turbidez, o que acaba por caracterizar a baixa diversidade de espécies de coral e o significativo endemismo (KIKUCHI et al., 2023).

A área de estudo consiste nos recifes entremarés da Volta da Jurema (Fortaleza) e da Praia da Pedra Rachada (Paracuru) (Figura 2). Tais ambientes são similares do ponto de vista geomorfológico pois tem formação de arenito e leve inclinação em direção ao mar (máxima de 2°), tendo alta exposição às ondas e ventos (PORTUGAL et al., 2016). Apesar da similaridade quanto à estrutura geomorfológica, esses diferem do ponto de vista de pressão antropogênica devido aos distintos graus de urbanização (CAVALCANTE et al., 2014; RABELO et al., 2015).

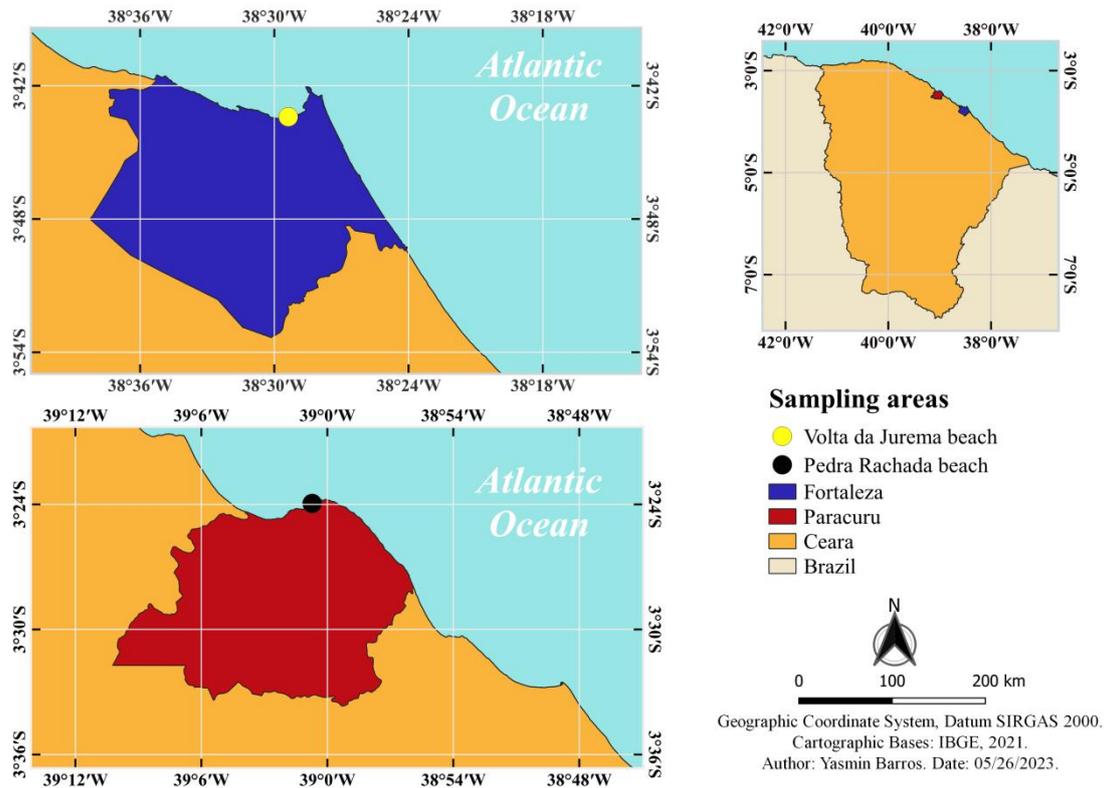


Figura 2. Mapa de coleta das amostras de coral.

Fortaleza é a capital do Estado e possui uma densidade demográfica de aproximadamente 8.655 hab/km² (IBGE, 2022b), sendo considerada uma cidade de elevada densidade populacional, 4^a maior cidade do Brasil (PORTUGAL et al., 2016). De modo distinto, os recifes em Paracuru estão sob menor pressão antropogênica. Paracuru localiza-se a 90 km da capital Fortaleza e possui uma densidade demográfica de aproximadamente 116,58 hab/km² (IBGE, 2022a ; RABELO et al., 2015). Na região há poças de maré que se estendem ao longo de 3 km da costa com uma biodiversidade significativa de moluscos, crustáceos, anelídeos, zoantídeos, corais, além de macroalgas (CAVALCANTE et al., 2014; RABELO et al., 2015). Assim, a densidade demográfica em Fortaleza é 74 vezes maior quando comparada a do Paracuru.

2.2 COLETA E ANÁLISE

As amostras foram coletadas durante o período da maré baixa de sizígia em julho e novembro de 2022 nos recifes de Fortaleza e Paracuru, respectivamente, a uma profundidade menor que 5 metros. Em cada área de coleta extraiu-se, com o auxílio de uma talhadeira e

uma marreta, uma colônia do coral *Siderastrea stellata* (Figura 3). O material foi lavado com água destilada em campo e armazenado em um frasco de vidro de 250 ml. O tamanho da boca dos frascos dificultou o armazenamento da colônia inteira; assim, foi necessário fragmentar a colônias em pedaços menores para o armazenamento.

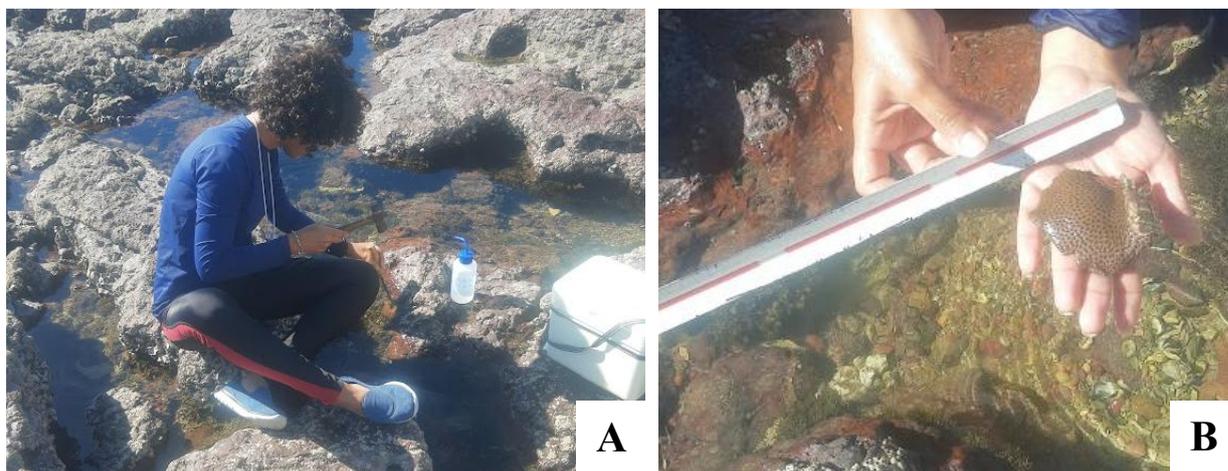


Figura 3. A - Retirada da colônia com marreta e talhadeira. B - Colônia de *Siderastrea stellata* removida.

Para evitar contaminação, a água destilada utilizada na lavagem das amostras foi trazida do laboratório em uma piceta e o frasco para armazenagem foi aberto apenas no momento de guardar as amostras. O transporte até o laboratório foi feito em um isopor e ao chegar as amostras foram reservadas em um freezer a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$. Os fragmentos de corais utilizados no presente estudo foram coletados sob a Licença ICMBio número 80786-3.

O processamento das amostras ocorreu em três etapas: digestão do tecido do coral, dissolução do esqueleto carbonático e separação dos microplásticos por diferença de densidade no Sistema de Extração de Microplásticos (SEM) (Figura 4) (CHAPRON et al., 2018; COPPOCK et al., 2017; DING et al., 2019; TANG et al., 2018). Os frascos de vidro com as amostras foram retirados do freezer a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ e colocados no liofilizador por um período de pelo menos 24 horas para retirada de toda água contida na amostra. Após este processo as amostras foram pesadas com o auxílio de uma placa de petri previamente limpa (DING et al., 2019).

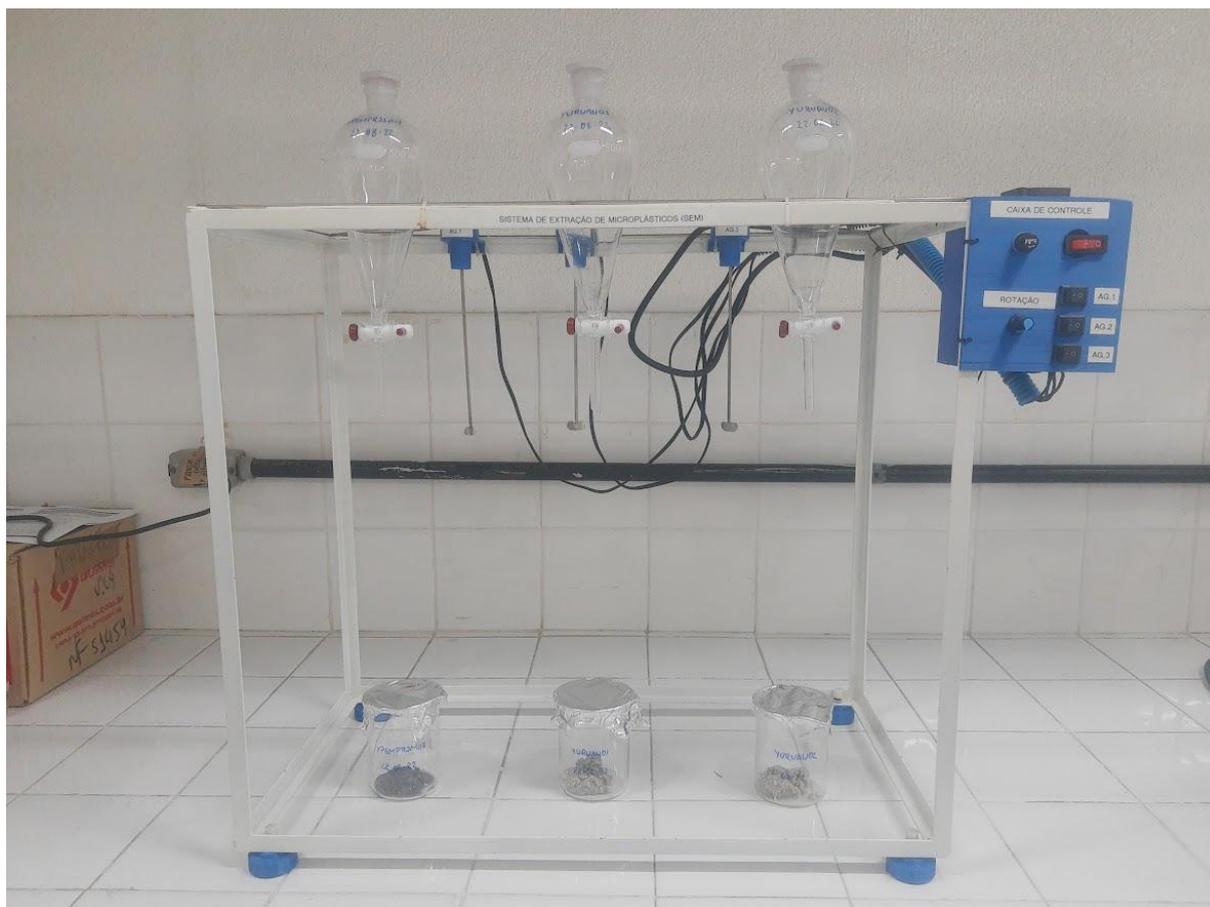


Figura 4. Sistema Extrator de Microplástico (SEM).

Para controle processou-se as amostras em um sistema semi fechado e dentro de uma capela limpa. Além disto, lavou-se todo o equipamento primeiro com detergente e água da torneira, depois com água destilada. Lavou-se as malhas utilizadas com sabão Dinamicatec a 3% e água destilada apenas. Como controle de contaminação do ambiente e equipamentos utilizados fez-se quatro brancos para o experimento. Limpou-se as bancadas e o microscópio antes de cada análise e tomou-se o cuidado de expor as amostras por períodos mínimos e apenas uma vez. Durante todas as análises utilizou-se um jaleco branco de algodão.

2.2.1 DIGESTÃO DO TECIDO

Os processos de digestão do tecido e dissolução do esqueleto do coral foram adaptados de Ding et al. (2019), Hierl, Wu, Westphal (2021), Tang et al. (2021). Para a extração dos MPs do tecido colocou-se o coral em uma solução de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) (35%) por um período de 2 (duas) horas a uma temperatura de até 60 °C. Agitou-se a solução durante todo o

processo com o auxílio de um bastão magnético. Ao fim retirou-se o esqueleto do coral da solução com o auxílio de uma pinça, lavou-se em abundância com água destilada e colocou-se em um béquer à parte coberto com papel alumínio.

Peneirou-se a solução de H_2O_2 , água destilada e tecido de coral digerido em uma peneira de 2 mm e transferiu-se para um funil de separação no formato pera de 500 ml, completou-se o funil com solução saturada de cloreto de sódio (337 g/L) e iniciou-se o processo de separação do MP por diferença de densidade (Anexo A). Após esse procedimento retirou-se o material não líquido presente no fundo do funil de separação e filtrou-se o sobrenadante em uma malha de 65 μm . Fechou-se a malha e armazenou-se em um frasco de vidro para posterior contagem e análise química dos microplásticos.

2.2.2 DISSOLUÇÃO DO ESQUELETO

Adaptou-se esta etapa de análise de Chapron et al. (2018), Ding et al. (2019) e Tang et al. (2021). Submergiu-se o esqueleto do coral colocado à parte em um béquer e coberto com papel alumínio em uma solução de ácido clorídrico (HCl) (5,5%) por um período de 18 horas. Após esse procedimento passou-se a solução de HCl, água destilada e esqueleto de coral dissolvido pelo mesmo processo descrito acima de peneiração por peneira de 2 mm, agitação, repouso, extração e armazenagem da malha (Anexo B).

2.2.3 CONTAGEM

Utilizou-se um estereomicroscópio para contagem das partículas, diferenciação por formato e cor (NOLASCO et al., 2022). Seguiu-se o método de contagem zigzag descrito por Peng et al. (2018), porém adaptou-se à utilização da lupa. Assim, movimentou-se a malha da esquerda para a direita buscando cobertura de toda a área.

2.2.4 ANÁLISE QUÍMICA

Utilizou-se o método de Espectroscopia Raman (ER) para a análise da composição química de cada microplástico capturado. O equipamento utilizado foi o espectrômetro Horiba LabRAM HR (Figura 5). Para obtenção dos espectros utilizou-se o laser no comprimento de 785 nm (infravermelho) e lente de 50x. Teve-se em média 40 segundos para o tempo de aquisição, com 5 (cinco) acumulações em cada análise. O tempo de aquisição depende da integridade, limpeza e curvatura da amostra, quanto mais retilínea melhor. Aplicou-se uma variação de Raman shift de 100-2000 cm^{-1} . Identificou-se a composição

química das micropartículas comparando os espectros obtidos com outros já observados na literatura.



Figura 5. Espectrômetro Raman utilizado para as análises químicas.

3 RESULTADO E DISCUSSÃO

Um total de 31 (trinta e um) MPs suspeitos foram encontrados nas amostras de coral analisadas. Sendo a amostra coletada no Recife da Volta da Jurema (Fortaleza) a que acusou maior quantidade de possíveis MPs (Figura 6). As cores observadas foram: preta (4), azul (9) e transparente (18); enquanto a forma foi a de filamento.

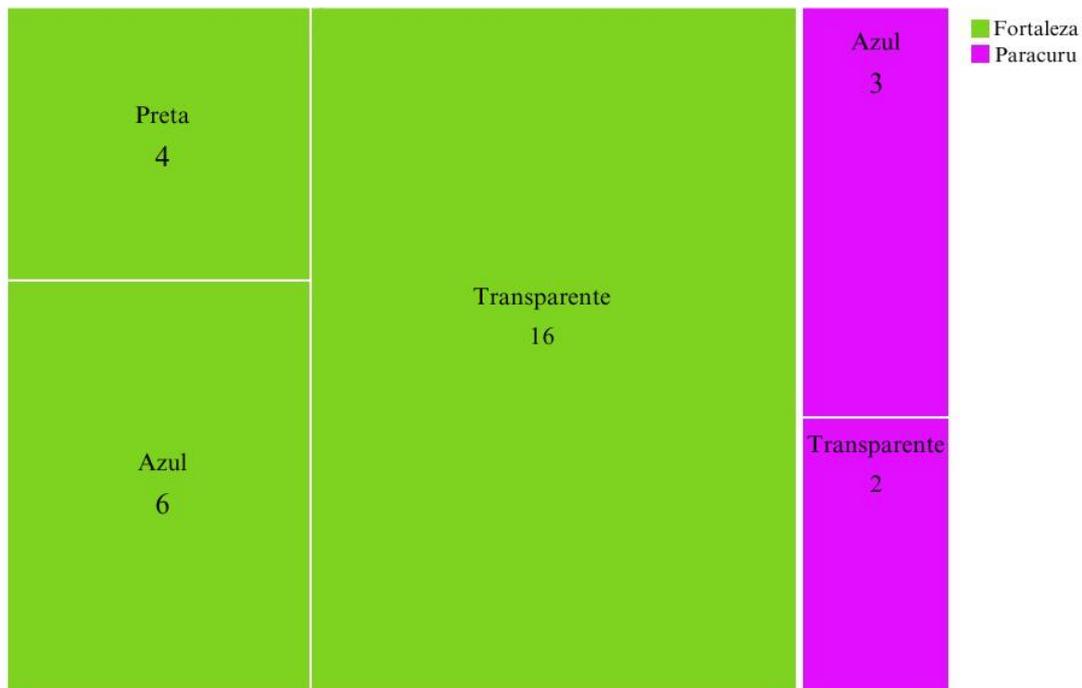


Figura 6. Cores e valores absolutos de MPs suspeitos na forma de filamento no coral *Siderastrea stellata* coletado em Fortaleza (elevada pressão urbana) e Paracuru (reduzida pressão urbana) na costa do Atlântico Sul (estado do Ceará, nordeste brasileiro).

Com relação ao observado no tecido e esqueleto do coral a quantidade de MPs suspeitos foi acentuada no tecido do coral coletado em Fortaleza (Figura 7). Um total absoluto de 26, 2 e 3 foram observados no tecido do coral da Volta da Jurema (Fortaleza), tecido do coral da Pedra Rachada (Paracuru) e esqueleto do coral da Pedra Rachada (Paracuru), respectivamente (Figura 7). Não foram observados MPs suspeitos no esqueleto do coral do Recife da Volta da Jurema (Fortaleza). Em Fortaleza as cores apresentadas foram preta, transparente e azul; já no Paracuru apenas azul e transparente.

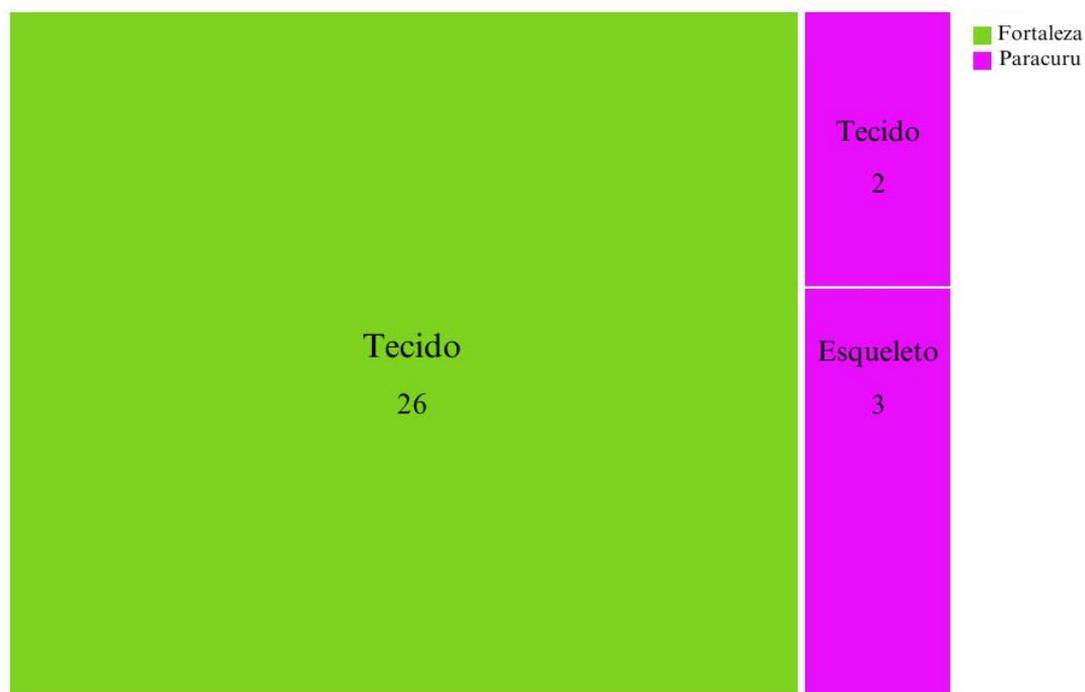


Figura 7. Valores absolutos de MPs suspeitos na forma de filamento presente no tecido e esqueleto de corais nos recifes costeiros de Fortaleza (elevada pressão urbana) e Paracuru (reduzida pressão urbana) na costa do Atlântico Sul (estado do Ceará, nordeste brasileiro).

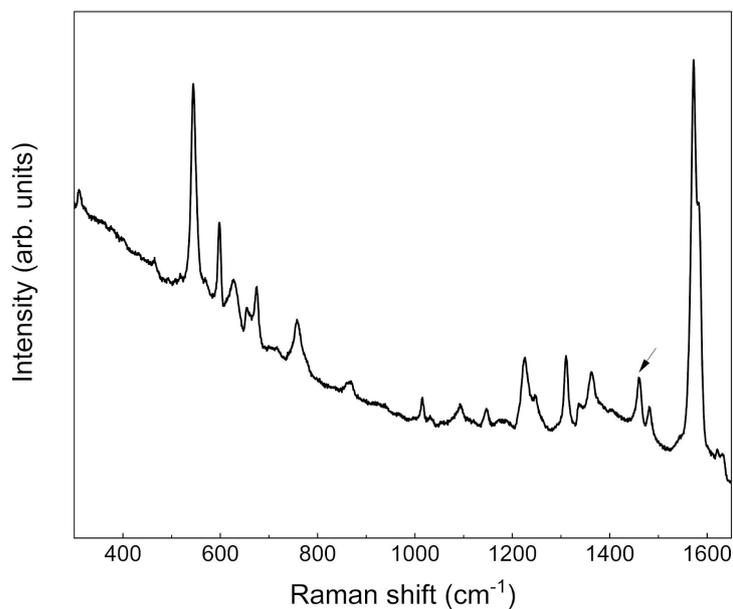
De acordo com o supracitado, Fortaleza apresentou uma maior quantidade de MPs suspeitos e uma maior diversidade de cores. O formato encontrado foi o de filamento em ambas as regiões. A densidade de MPs no tecido do coral foi de 0,2673 MPs/g e 0,0684 MPs/g nos corais de Fortaleza e Paracuru, respectivamente (Tabela 1). Já no esqueleto, a densidade de MP foi de 0,1787 MPs/g para o coral coletado no Paracuru (Tabela 1).

Tabela 1. Densidade de microplástico para tecido e esqueleto de fragmento de coral de Fortaleza e Paracuru

| Amostra | Peso do fragmento de coral (g) | Quantidade de microplástico | Densidade (MP/g) |
|-------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|------------------|
| Tecido Coral Fortaleza | 97,2342 | 26 | 0,2673 |
| Tecido Coral Paracuru | 73,0100 | 2 | 0,0684 |

| | | | |
|-------------------------------------|---------|---|--------|
| Esqueleto Coral Paracuru | 16.7792 | 3 | 0,1787 |
|-------------------------------------|---------|---|--------|

Os espectros observados no tecido do coral coletado em Fortaleza apresentaram padrão para polipropileno e celulose microcristalina (Figura 8). Para o Paracuru a celulose microcristalina também foi observada no tecido; já no esqueleto, o filamento encontrado apresentou dificuldade para a identificação devido a influência do corante presente no MP, porém a identificação do corante demonstra a presença de material artificial (Figura 8).



Amostra: Tecido coral VJ

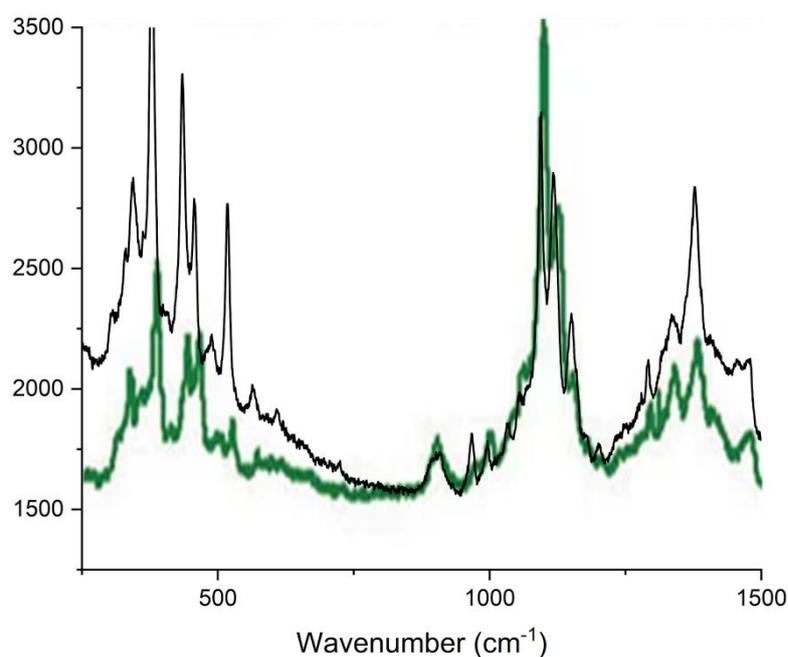
Cor: Azul

Formato: Filamento

Identificação: Polipropileno

Picos observados: 1459 cm⁻¹

Referência: JIN et al., 2022



Amostra: Tecido coral VJ

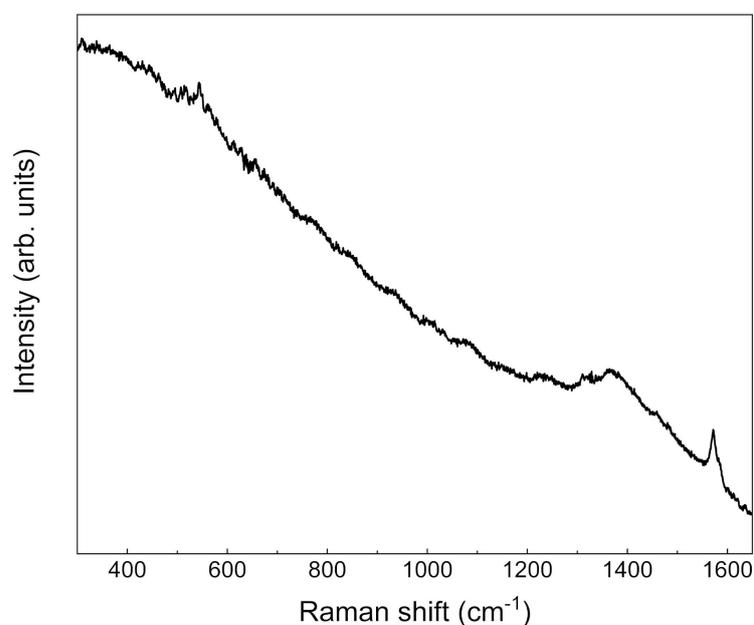
Cor: Transparente

Formato: Filamento

Identificação: Celulose microcristalina

Picos observados: -

Referência: LEE; O'DONNELL, 2019



Amostra: Esqueleto coral PR

Cor: Azul

Formato: Filamento

Identificação: Corante

Picos observados: 1570 cm⁻¹

Referência: -

Figura 8. Perfil químico de MPs encontrados nas amostras de tecido do coral em Fortaleza (VJ - Volta da Jurema) e no esqueleto do coral em Paracuru (PR - Pedra Rachada) obtidos por espectroscopia RAMAN.

A composição plástica de polipropileno (PP) é observada nas superfícies dos corais, porém não é a mais comum (LEI et al., 2021; SOARES et al., 2023). Já que o PP é considerado um polímero de baixa densidade é comum observá-lo na coluna d'água (ERNI-CASSOLA et al., 2019; THUSHARI; SENEVIRATHNA, 2020). Deste modo, a presença desse MP no tecido dos corais pode indicar uma permanência de longo prazo do MP no meio.

Assim como os microplásticos, as microfibras de celulose também são encontradas em ambientes recifais (MACIEIRA et al., 2021). Sua principal fonte é de vestuário onde, no processo de lavagem de roupas, por meio de efluentes de águas residuais, acabam chegando ao meio ambiente (SAVOCA et al., 2019; SUARIA et al., 2020). A principal diferença está na origem, onde o MP tem origem polimérica do petróleo e as microfibras de celulose possuem origem vegetal (MACIEIRA et al., 2021). Deste modo, pode-se dizer que a preocupação em torno das microfibras de celulose não está nela em si, mas nos componentes comerciais aderidos a ela, como aditivos e corantes (REMY et al., 2015).

Nos corais escleractíneos, Rani-Borges et al. (2023) acusam a presença de microplásticos aderidos à superfície e no tecido das espécies *Favia gravida*, *Mussismilia hispida*, *Montastrea cavernosa* e *Siderastrea stellata*, sendo esta última com segunda maior quantidade de microplásticos encontrados em seu tecido e com o formato de fibra mais abundante. Tais estruturas plásticas também foram encontradas no esqueleto das espécies de corais construtores *Montipora capricornio*, *Seriatopora hystrix* (HIERL; WU; WESTPHAL, 2021), *Montipora turgescens*, *Favia speceiosa* e *Favite abdita* (DING et al., 2019), comuns na região indo-pacífica. Para este trabalho as fibras estão incluídas na categoria filamentos, que são estruturas finas e alongadas.

Tais partículas já foram encontradas em outras estruturas sésseis de habitats biogênicos como em macroalgas e gramas marinhas (SMIT et al., 2021). Ademais, outros ambientes entremarés e sob influência destas, como manguezais (MARTIN; ALMAHASHEER; DUARTE, 2019), praias, planícies molhadas (ZHOU et al., 2020), banco de algas (JEYASANTA et al., 2020) e estuários (MALLI et al., 2022) também são pontos de acúmulo de microplástico em suas feições bióticas e abióticas. Isto demonstra uma vasta distribuição dessas partículas nos ambientes costeiros.

Os formatos e cores observados neste trabalho foram também pontuados em espécies de corais de recifes no Pacífico (TANG et al., 2021; LIM et al., 2022) e Atlântico sul (RANI-BORGES et al., 2023). Dito isto, a maioria dos estudos sobre microplásticos em corais estão localizados no indo-pacífico e Caribe e possuem uma baixa porcentagem de pesquisa quando comparados aos compartimentos sedimento e água de um ambiente recifal (SOARES et al., 2023). Ademais, a maioria dos estudos estão sob uma perspectiva de cultivo laboratorial e não da análise do organismo *in situ*.

Nesta perspectiva, estudos de microplásticos em corais nos recifes do Atlântico Sul são ainda difíceis de encontrar, principalmente quando se refere aos microplásticos presentes no esqueleto destes organismos. Isto demonstra a deficiência de estudos sobre corais e microplásticos nos recifes do Atlântico Sul, assim como nas técnicas de análise que permitam resultados mais verossímeis. De todo modo, a presença de microplásticos no tecido e esqueleto do coral *Siderastrea stellata* demonstrada neste trabalho pode ser justificada pela proximidade dos recifes a centros urbanos e fácil acesso para atividades de pesca e turismo.

Embora a amostragem seja reduzida, o resultado apresentado de maior número de itens encontrados no coral coletado em Fortaleza não diverge da realidade observada em um recife próximo a centros urbanos. Neste caso, pode-se supor tal ocorrência devido a poluição em Fortaleza ocorrer de forma mais intensa e direta, principalmente por ser uma cidade de grande relevância econômica e onde seus ecossistemas costeiros estão localizados em áreas urbanas (CAVALCANTE et al., 2009). Assim, o mau uso de galerias pluviais, atividades portuárias, de pesca, turísticas, industriais e petrolíferas acabam por ser agentes poluidores na costa de Fortaleza e potenciais emissores de MPs (CAVALCANTE et al., 2010, 2020; NOLASCO et al., 2022; VIEIRA et al., 2002).

Embora este trabalho registre a presença de uma micropartícula no esqueleto de um coral escleractíneo, o aumento da amostragem se faz necessário para uma melhor compreensão da presença dessas partículas no esqueleto e tecido de corais na costa do Ceará além da utilização de mais de um método, FTIR por exemplo, para melhor compreensão da estrutura química do fragmento analisado. Assim como o aperfeiçoamento do método na pesagem dos fragmentos de coral e processo de digestão do tecido e dissolução do esqueleto. Tais ajustes contribuiriam para melhor compreensão dos efeitos dessas partículas em ambientes recifais.

4 CONCLUSÃO

A presença de micropartícula no esqueleto do coral *Siderastrea stellata* foi demonstrada, assim como microplásticos no tecido desta espécie de coral construtor. O coral coletado no ambiente de maior pressão antropogênica (Fortaleza) acusou maior quantidade de microplástico em seu tecido. Ademais, apenas no coral localizado no ambiente de menor pressão antropogênica foi possível observar uma micropartícula corada.

REFERÊNCIA

BARROS, J.; SEENA, S. Plasticsphere in freshwaters: An emerging concern. **Environmental Pollution**, v. 290, p. 118123, dez. 2021

BARROS, M. M. L. DE; PIRES, D. O. Aspects of the life history of *Siderastrea stellata* in the tropical western atlantic, brazil. **Invertebrate Reproduction and Development**, v. 49, n. 4, p. 237–244, 2006

BARROS, Y.; LUCAS, C. C.; SOARES, M. O. An urban intertidal reef is dominated by fleshy macroalgae, sediment, and bleaching of a resilient coral (*Siderastrea stellata*). **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, dez. 2021

CARNEIRO, P. B. DE M. et al. Marine Hardbottom Environments In The Beaches Of Ceará State, Equatorial Coast Of Brazil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 54, n. 2, p. 120–153, 20 dez. 2021

CAVALCANTE, L. et al. Variações no prado de *Halodule wrightii* Ascherson e macrofauna associada na praia da Pedra Rachada, Paracuru, Ceará - Brasil. **Revista de Educação Científica e Cultural**, v. 1, n. 2, 2014

CHAPRON, L. et al. Macro- and microplastics affect cold-water corals growth, feeding and behaviour. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 17 out. 2018.

CHEANG, C. C.; MA, Y.; FOK, L. Occurrence and composition of microplastics in the seabed sediments of the coral communities in proximity of a metropolitan area. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 10, 16 out. 2018

COPPOCK, R. L. et al. A small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments. **Environmental Pollution**, v. 230, p. 829–837, nov. 2017.

CORDOVA, M. R.; HADI, T. A.; PRAYUDHA, B. Occurrence and abundance of microplastics in coral reef sediment: a case study in Sekotong, Lombok-Indonesia. **AES Bioflux**, v. 10, n. 1, 2018

DEY, S. et al. Plasticsphere community assemblage of aquatic environment: plastic-microbe interaction, role in degradation and characterization technologies. **Environmental Microbiome**, v. 17, n. 1, 24 jun. 2022

DING, J. et al. Microplastics in the Coral Reef Systems from Xisha Islands of South China Sea. **Environmental Science & Technology**, v. 53, n. 14, p. 8036–8046, 16 jun. 2019

ERNI-CASSOLA, G. et al. Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A meta-analysis. **Journal of Hazardous Materials**, v. 369, p. 691–698, maio 2019

GARCIA, T. M. et al. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, p. 110705, jan. 2020

GASPAR, T. L. et al. Severe coral bleaching of *Scleractinia stellata* at the only atoll in the south atlantic driven by sequential marine heatwaves. **Biota Neotropica**, v. 21, n. 2, 2021

GESAMP. SOURCES, FATE AND EFFECTS OF MICROPLASTICS IN THE MARINE ENVIRONMENT: PART 2 OF A GLOBAL ASSESSMENT. 93. ed. [s.l: s.n.]. 2016

HIERL, F.; WU, H. C.; WESTPHAL, H. Scleractinian corals incorporate microplastic particles: identification from a laboratory study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 37882–37893, 15 mar. 2021

HOEGH-GULDBERG, O. et al. Coral reef ecosystems under climate change and ocean acidification. **Frontiers in Marine Science** **Frontiers Media S. A**, 29 maio 2017

HUANG, W. et al. Microplastics in the coral reefs and their potential impacts on corals: A mini-review. **Science of the Total Environment**. Elsevier B.V., , 25 mar. 2021

HUANG, Y. et al. Distribution characteristics of microplastics in Zhubi Reef from South China Sea. **Environmental Pollution**, v. 255, 1 dez. 2019

IBGE. Brasil | Ceará | Fortaleza | Panorama. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/fortaleza/panorama>>. Acesso em: 22 jun. 2023. 2022a

IBGE. Brasil | Ceará | Paracuru | Panorama. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/paracuru/panorama>>. Acesso em: 22 jun. 2023. 2022b

JEYASANTA, K. I. et al. Occurrence and characteristics of microplastics in the coral reef, sea grass and near shore habitats of Rameswaram Island, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, p. 111674, nov. 2020

JIN, N. et al. Characterization and identification of microplastics using Raman spectroscopy coupled with multivariate analysis. **Analytica Chimica Acta**, v. 1197, p. 339519, mar. 2022.

JOHN, J. et al. Microplastics in mangroves and coral reef ecosystems: a review. **Environmental Chemistry Letters**. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH, , 1 fev. 2022.

JOPPIEN, M. et al. Nanoplastic incorporation into an organismal skeleton. **Scientific reports**, v. 12, n. 1, p. 14771, 30 ago. 2022

KIKUCHI, R. K. P. DE et al. Reefs of the Western Tropical South Atlantic Ocean: Distribution, Environmental Impacts and Trends on Environmental Suitability Due to Climate Changes. Em: [s.l: s.n.]. p. 111–140, 2023

KUPTSOV, A. H.; ZHIZHIN, G. N. **Handbook of fourier transform Raman and infrared spectra of polymers**. Amsterdam ; New York: Elsevier, 1998.

LEÃO, Z. M. A. N. et al. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. **Brazilian Journal of Oceanography**. Universidade de São Paulo, 2016

LEE, E.; O'DONNELL, B. Characterizing Microplastic Fibers Using Raman Spectroscopy. **Spectroscopy Supplements**, v. 34, n. 6, p. 32–40, 6 jan. 2019

LEI, X. et al. Abundance and Characteristics of Microplastics in Seawater and Corals From Reef Region of Sanya Bay, China. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, 13 out. 2021

LIM, Y. C. et al. Impacts of microplastics on scleractinian corals nearshore Liuqiu Island southwestern Taiwan. **Environmental Pollution**, v. 306, 1 ago. 2022

MACIEIRA, R. M. et al. Microplastic and artificial cellulose microfibers ingestion by reef fishes in the Guarapari Islands, southwestern Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 167, p. 112371, jun. 2021.

MAIA, L. P. et al. The Coastline of Fortaleza City. A Product of Environmental Impacts Caused by the Mucuripe Harbor. **Arquivo de Ciências do Mar**, v. 31, n. 1–2, p. 93–100, 1998

- MALLI, A. et al. Transport mechanisms and fate of microplastics in estuarine compartments: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, p. 113553, abr. 2022
- MARTIN, C.; ALMAHASHEER, H.; DUARTE, C. M. Mangrove forests as traps for marine litter. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 499–508, abr. 2019
- NOLASCO, M. E. et al. Morphology, Chemical Characterization and Sources of Microplastics in a Coastal City in the Equatorial Zone with Diverse Anthropogenic Activities (Fortaleza city, Brazil). **Journal of Polymers and the Environment**, v. 30, n. 7, p. 2862–2874, 19 jul. 2022
- PENG, X. et al. Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. **Geochemical Perspectives Letters**, v. 9, p. 1–5, 2018
- PORTUGAL, A. B. et al. Increased anthropogenic pressure decreases species richness in tropical intertidal reefs. **Marine Environmental Research**, v. 120, p. 44–54, 1 set. 2016
- RABELO, E. F. et al. Distribution pattern of zoanthids (Cnidaria: Zoantharia) on a tropical reef. **Marine Biology Research**, v. 11, n. 6, p. 584–592, 3 jul. 2015
- RAHMAN, M. D. N. et al. Microplastic as an invisible threat to the coral reefs: Sources, toxicity mechanisms, policy intervention, and the way forward. **Journal of Hazardous Materials**, v. 454, p. 131522, jul. 2023
- RANI-BORGES et al. Unveiling the hidden threat of microplastics to coral reefs in remote South Atlantic islands. **Science of The Total Environment**, v. 897, p. 165401–165401, 1 nov. 2023
- REICHERT, J. et al. Reef-building corals act as long-term sink for microplastic. **Global Change Biology**, v. 28, n. 1, p. 33–45, 1 jan. 2022
- REMY, F. et al. When Microplastic Is Not Plastic: The Ingestion of Artificial Cellulose Fibers by Macrofauna Living in Seagrass Macrophytodetritus. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 18, p. 11158–11166, 27 ago. 2015.
- RIBEIRO-CLARO, P.; M. NOLASCO, M.; ARAÚJO, C. Characterization of Microplastics by Raman Spectroscopy. In: A. P. ROCHA-SANTOS, T.; C. DUARTE, A. (Eds.). **Characterization and Analysis of Microplastics**. [s.l.] Elsevier, 2017

- SAVOCA, S. et al. Detection of artificial cellulose microfibers in Boops boops from the northern coasts of Sicily (Central Mediterranean). **Science of The Total Environment**, v. 691, p. 455–465, nov. 2019
- SMIT, J. C. et al. Habitat-forming species trap microplastics into coastal sediment sinks. **Science of The Total Environment**, v. 772, p. 145520, 10 jun. 2021.
- SMITH, A. J.; MORAIS, J. O. DE. Estudos preliminares sobre a geologia ambiental costeira do estado do Ceará, Nordeste do Brasil. **Arquivo de Ciências do Mar**, v. 23, p. 85–96, 1984
- SOARES, M. DE O. et al. Mesophotic ecosystems: coral and fish assemblages in a tropical marginal reef (northeastern Brazil). **Marine Biodiversity**, v. 48, n. 3, p. 1631–1636, 1 set. 2018
- SOARES, M. DE O. et al. Microplastics in corals: An emergent threat. **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, 1 dez. 2020
- SOARES, M. O. et al. Do coral reefs act as sinks for microplastics? **Environmental Pollution**, v. 337, p. 122509, 15 nov. 2023
- SUARIA, G. et al. Microfibers in oceanic surface waters: A global characterization. **Science Advances**, v. 6, n. 23, p. eaay8493, jun. 2020
- TANG, J. et al. Acute microplastic exposure raises stress response and suppresses detoxification and immune capacities in the scleractinian coral *Pocillopora damicornis*. **Environmental Pollution**, v. 243, p. 66–74, dez. 2018
- TANG, J. et al. Differential enrichment and physiological impacts of ingested microplastics in scleractinian corals in situ. **Journal of Hazardous Materials**, v. 404, p. 124205, 15 fev. 2021
- THUSHARI, G. G. N.; SENEVIRATHNA, J. D. M. Plastic Pollution in the Marine Environment. **Heliyon**, v. 6, n. 8, p. e04709, ago. 2020
- TIRKEY, A.; UPADHYAY, L. S. B. Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, 4 jun. 2021
- ZHANG, W. et al. Macro- and microplastics as complex threats to coral reef ecosystems. **Environment International**, v. 174, 1 abr. 2023.

ZHOU, Q. et al. The Distribution and Characteristics of Microplastics in Coastal Beaches and Mangrove Wetlands. **The Handbook of Environmental Chemistry**, p. 77–92, 2020

ZILBERBERG, C. et al. Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo. Rio de Janeiro, v. 58, 2016

ZOCCOLA, D. et al. The world coral conservatory: A Noah's ark for corals to support survival of reef ecosystems. **PLoS Biology**, v. 18, n. 9, 1 set. 2020

CAPÍTULO II

Sedimentos recifais próximos a rios poluídos têm mais microplásticos que os de recifes mais distantes

Resumo

Os microplásticos (MPs) estão onipresentes nos ambientes costeiros e marinhos. Porém, estruturas complexas como a de um recife favorecem esta presença. Além disso, a proximidade dos recifes costeiros com estuários e centros urbanos aumenta o risco de maior contaminação por MPs. Porém, a variação de MPs em sedimentos recifais de acordo com a proximidade a estuários e centros urbanos precisa ser melhor pesquisada. Desta forma, aqui analisamos a hipótese de que a proximidade a um estuário poluído incrementa a presença de MPs em sedimentos recifais. Os sedimentos foram coletados em cinco ambientes recifais distintos: 1) recife na foz de estuário poluído (foz rio Cocó), 2) recife entremaré em área com alta (Volta da Jurema) e 3) baixa urbanização (Pedra Rachada), 4) recife costeiro (18m de profundidade) (Parque da Risca do Meio) e 5) recife mesofótico (40m de profundidade) (Canal do Uruau). Os valores obtidos de MPs foram analisados pelo teste PERMANOVA univariada e multivariada para comparação significativa da abundância e distribuição de cores em cada região. Também um teste de correlação de Pearson foi aplicado para medir a relação estatística entre a abundância de MPs e a distância de um estuário, a distância da cidade mais próxima, o tamanho da bacia hidrográfica (Km²) e o tamanho da população. Na pesquisa, a forma predominante dos MPs encontrados foi a de filamento, sendo a área recifal na foz do estuário poluído a que apresentou a maior abundância. Sete categorias de cores foram identificadas (amarela, transparente, rosa, azul, preta, vermelha e marrom) e duas composições químicas observadas (poliestireno e polietileno de alta densidade). Os dados sugerem que a distância a um estuário poluído está relacionada de forma negativa à quantidade de MPs e o tamanho da população está relacionada de forma positiva à quantidade de MPs. Além disso, há uma semelhança na composição das cores dos MPs das áreas mais próximas ao estuário e dos MPs nas áreas recifais mais distantes do estuário. Os dados aqui presentes reforçam a hipótese da importância dos rios como importantes vetores para poluição plástica nos recifes.

Palavras-chave: microplástico; ambiente recifal; sedimento; estuário; Atlântico Sul.

Abstract

Microplastics (MPs) are ubiquitous in coastal and marine environments. However, complex structures such as that of a reef favor this presence. In addition, the proximity of coastal reefs to estuaries and urban centers increase the risk of greater contamination by MPs. However, the variation of MPs in reef sediments according to proximity to estuaries and urban centers needs to be better researched. Therefore, here we analyze the hypothesis that proximity to a polluted estuary increases the presence of MPs in reef sediments. Sediments were collected from five different reef environments: 1) reef at the mouth of a polluted estuary (Cocó river mouth), 2) intertidal reef in an area with high (Volta da Jurema) and 3) low urbanization (Pedra Rachada), 4) coastal reef (18m deep) (Risca do Meio Park) and 5) mesophotic reef (40m deep (Uruau Channel). The values obtained for MPs were analyzed using the univariate and multivariate PERMANOVA test to significantly compare the abundance and distribution of colors in each region. A Pearson correlation test was also applied to measure the statistical relationship between the abundance of MPs and the distance from an estuary, the distance from the nearest town, the size of the watershed (Km²) and the size of the population. In the survey, the predominant form of the MPs found was the filament, with the reef area at the mouth of the polluted estuary showing the highest abundance. Seven color categories were identified (yellow, transparent, pink, blue, black, red and brown) and two chemical compositions observed (polystyrene and high-density polyethylene). The data suggests that distance from a polluted estuary is negatively related to the amount of MPs and population size is positively related to the amount of MPs. In addition, there is a similarity in the color composition of the MPs from the areas closest to the estuary and the MPs in the reef areas furthest from the estuary. This data reinforces the hypothesis that rivers are important vectors for plastic pollution on reefs.

Keywords: microplastic; reef environment; sediment; estuary; South Atlantic.

1 INTRODUÇÃO

Estruturas recifais ocorrem em diferentes profundidades (LAVERICK et al., 2020). Podem ser classificadas como entremarés, rasas (< 30m) e mesofóticas (entre 30m-150m) (KIKUCHI et al., 2023; LESSER; SLATTERY; LEICHTER, 2009). Mesmo em diferentes profundidades, a estrutura tridimensional e complexa de um recife além de sua estreita relação

com atividades econômicas permitem sua exposição a microplástico e atuação como sumidouro dessas partículas (GRAHAM; NASH, 2012; SOARES et al., 2023). Também sua proximidade a estuários e centros urbanos determinam a distribuição de MPs (PEGADO et al., 2024; PURWIYANTO et al., 2022) porém são necessários mais estudos para entender essa variação espacial nos recifes.

A presença de microplástico no ecossistema recifal é observada na água, sedimento e biota (SOARES et al., 2023) o que ressalta a abrangência global dessa problemática (PINHEIRO et al., 2023; ZHANG et al., 2023). Ademais, os riscos gerados por microplásticos ocorrem desde forma direta como a danificação de estruturas físicas de organismos recifais (CHAPRON et al., 2018; MARTIN et al., 2019; REICHERT et al., 2019), como de forma indireta no transporte de patógenos (Li et al., 2015; RAHMAN et al., 2023).

O compartimento sedimentar é o segundo com maior quantidade de estudos observados e um dos principais sumidouros (SOARES et al., 2023). Os sedimentos recifais podem atuar como sumidouro de microplásticos a depender de variáveis como estuários, centros urbanos, população, presença de estruturas bentônicas e estruturas abióticas capazes de reter as partículas microplásticas (SMIT et al., 2021). Dito isto, a presença de microplástico no sedimento de ambientes recifais já é observada em águas profundas (VAN CAUWENBERGHE et al., 2013; KANE et al., 2020) e costeiras (CORDOVA; HADI; PRAYUDHA, 2018; UTAMI et al., 2021). Nesse contexto, os estudos com microplásticos em recifes têm aumentado globalmente (HUANG et al., 2020). Contudo, a maioria das pesquisas estão direcionadas para o compartimento água e recifes rasos (SOARES et al., 2023).

A água é um grande carreador de microplástico, principalmente por meio de rios e estuários (PINHEIRO et al., 2023; PURWIYANTO et al., 2022) e é por ela que estas micropartículas chegam aos sedimentos recifais. Regiões costeiras poluídas são conectadas ao oceano e áreas marinhas próximas à costa por meio destes corpos d'água (LI et al., 2020; LAERMANNNS et al., 2021). Apesar disto, poucos são os estudos sobre microplásticos em sedimentos recifais conduzidos em regiões sob influência de estuários poluídos. Assim, serão analisados ambientes recifais com distintas proximidades a estuários bem como proximidade de centros urbanos e população.

Assim, a pesquisa possui como objetivo a coleta de amostras de sedimento de ambientes recifais localizados em profundidades entremarés, rasos (20 m) e mesofóticos (30 m), variando em proximidade a um estuário, proximidade a centros urbanos e população.

Assim, busca corroborar com a hipótese de que a proximidade a um estuário poluído é uma variável que influencia na presença de MPs em sedimentos recifais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O Oceano Atlântico Sul é caracterizado por reduzida riqueza e elevado endemismo de espécies (FLOETER, 2000; SOARES; TAVARES; CARNEIRO, 2018). A plataforma continental média e externa do nordeste brasileiro é possui predominância de fácies carbonáticas que podem ser explicadas pela reduzida profundidade da plataforma continental, presença de substratos duros, águas com temperaturas elevadas e constantes que dificultam a produtividade, e pouco input de material fluvial (LANA et al., 1996). Na costa de Fortaleza os recifes são localizados próximos e paralelos ao litoral sobre antigas linhas de arenito com altas concentrações de hidróxido de ferro (LANA et al., 1996; FILHO, 2017; LABOREL, 2019). Os sedimentos foram coletados em cinco ambientes recifais distintos, diferenciados por suas profundidades: entremaré, rasa e mesofótica; e proximidade a um estuário poluído (foz Rio Ceará, foz Rio Cocó, foz Riacho Maceió, foz Rio Jaguaribe) (Tabela 2), durante o período da maré baixa de sizígia de outubro de 2021 a julho de 2022.

Tabela 2 - Distância entre os pontos de coleta e os estuários poluídos mais próximos.

| Área de Coleta | Estuário mais próximo | Distância (Km) |
|-----------------------|------------------------------|-----------------------|
| FRC | Estuário Rio Cocó | 0,35 |
| VJ | Riacho Maceió | 0,62 |
| PR | Estuário Rio Ceará | 57,4 |
| PEMPRIM | Estuário Rio Cocó | 21,79 |
| CaU | Estuário Rio Jaguaribe | 53,88 |

Assim, tem-se, na região do Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio (PEMPRIM) uma profundidade de aproximadamente 20m e proximidade à foz do Rio Cocó, no canal do Uruau (CaU) uma profundidade de aproximadamente 30m e proximidade a foz do Rio Jaguaribe; e nas profundidades entremaré tem-se o Recife de Arenito Ferruginoso da

Volta da Jurema (VJ) com proximidade à foz do Riacho Maceió, o Recife da Foz do Rio Cocó (FCO) com proximidade à foz do Rio Cocó e da Praia da Pedra Rachada (PR) proximidade à foz do Rio Ceará (Figura 9).

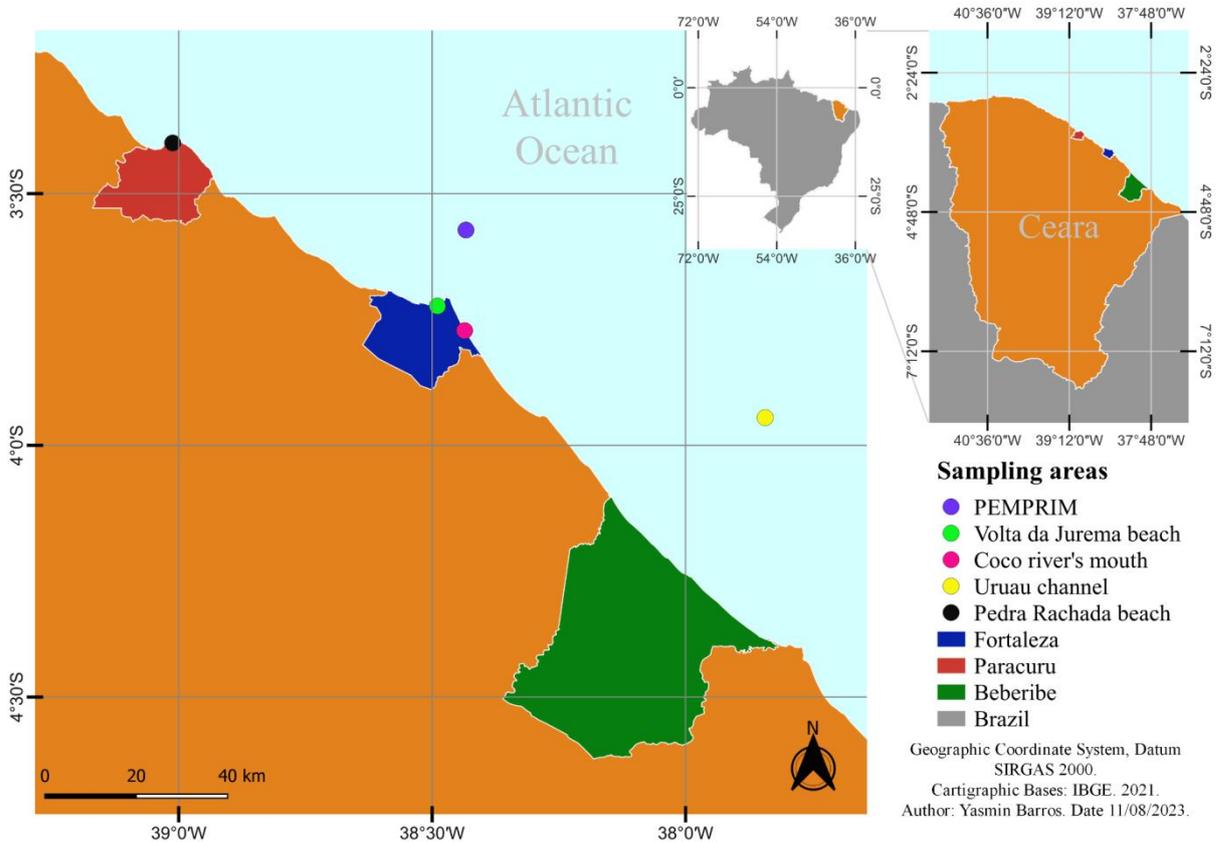


Figura 9. Mapa coleta amostras de sedimento

Em cada ambiente recifal o sedimento foi coletado em sete frascos de vidro de 350g e lacrados com tampa metálica, totalizando um n amostral de 35 amostras. Nas áreas mais profundas, 20 e 30 m, a coleta foi realizada com o auxílio de um mergulhador profissional. Em todas as regiões o uso dos frascos de vidro como pá foi o meio pelo qual o sedimento foi transferido para os recipientes. Seu armazenamento no laboratório ocorreu em temperatura ambiente.

O processamento das amostras ocorreu em 4 (quatro) etapas: pesagem, separação por diferença de densidade, filtração e secagem. Todo este processo foi adaptado dos trabalhos de Coppock et al. (2017), Peng et al. (2017) e Nolasco et al. (2022). O processo de pesagem se deu no sedimento úmido, no início do processo, e seco, no fim do processo; na separação por densidade utilizou-se solução saturada de cloreto de sódio (NaCl) a uma concentração de 337

g/L; por fim, fez-se a extração do microplástico por meio de filtração da solução saturada em uma malha de poliamida de 65 μm (Anexo A).

Após o processamento a análise das amostras foi feita por contagem e análise química utilizando o método de espectroscopia Raman. A contagem foi feita com o auxílio de um microscópio estereoscópio Greenough modelo S8 APO, seguindo o método adaptado de contagem zigzag descrito por Peng et al. (2017). Assim, movimentava-se a malha da esquerda para direita buscando cobertura de toda a área.

Para obtenção dos espectros utilizou-se o laser no comprimento de 532 nm (cor verde); atingindo-se a maioria das amostras com uma potência de 25% do laser. Teve-se em média 50 segundos para o tempo de aquisição, variando-se entre 20 e 80 segundos, com 5 (cinco) acumulações em cada análise. O tempo de aquisição depende da integridade, limpeza e curvatura da amostra, quanto mais retilínea melhor. Aplicou-se uma variação de Raman shift de 600-2000 cm^{-1} e 2000-3600 cm^{-1} .

Os valores obtidos foram analisados pelo teste PERMANOVA para comparar se há diferença significativa na abundância de MPs com a proximidade a estuários e a centros urbanos e se há uma similaridade na composição de cores de cada região coletada. As distâncias utilizadas no teste foram da área de coleta ao centro urbano e estuário mais próximo. O valor de significância de “p” utilizado foi de 0,05. Um teste de correlação de Pearson também foi aplicado para medir a relação estatística entre a abundância de MPs e a distância de um estuário, a distância da cidade mais próxima, o tamanho da bacia hidrográfica (Km^2) e o tamanho da população. Quanto à composição química das micropartículas comparou-se os espectros obtidos com outros observados na literatura.

3 RESULTADO E DISCUSSÃO

Um total de 384 microplásticos suspeitos foram encontrados nas amostras de sedimento analisadas. Sendo a amostra coletada na Foz do Rio Cocó a que acusou maior quantidade de MPs (Figura 10). As cores observadas foram: preta, azul, transparente, vermelha, rosa, amarela e marrom; enquanto a forma predominante foi a de filamento.

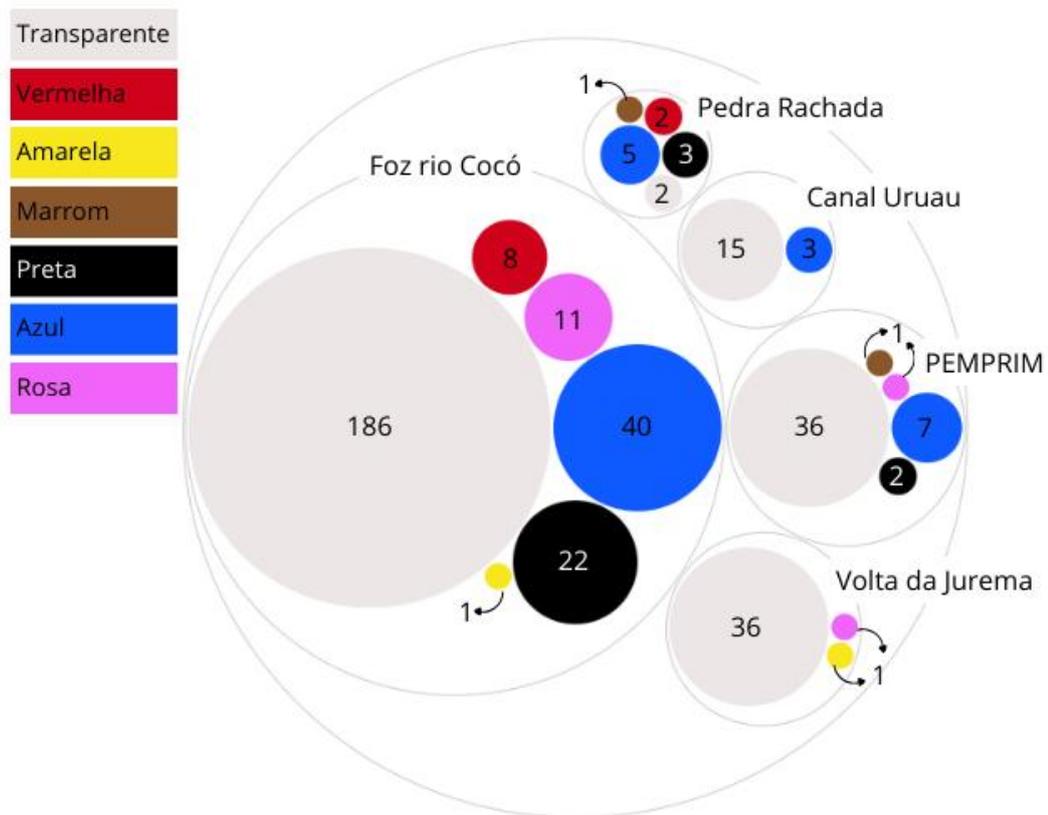


Figura 10. Cores e valores absolutos de microplásticos na forma de filamento no sedimento de ambientes recifais

Um total absoluto de 268, 18, 47, 13 e 38 microplásticos foram observados nas regiões da Foz do rio Cocó, Canal do Uruau, PEMPRIM, Pedra Rachada e Volta da Jurema, respectivamente (Figura 10). Em todas as áreas coletadas a cor transparente foi a que prevaleceu (Figura 10).

Assim, aplicando a PERMANOVA univariada para a abundância de MPs nas áreas coletadas é possível observar uma diferença significativa entre as amostras com $p\text{-value} = 0,001$ (Anexo C). Comparando a abundância de MPs entre os pares de localidades é possível observar que a FRC apresenta diferença significativa de seus valores quando comparada com todas as outras regiões; a VJ apresentou diferença significativa quando comparada à PR e FRC; a PR apresentou diferença significativa quando comparada ao PEMPRIM, VJ e FRC; e o PEMPRIM apresentou diferença significativa quando comparado ao CaU, FRC e PR (Tabela 3). No Anexo D é possível observar os valores estatísticos obtidos.

Tabela 3 - Diferença significativa para abundância de MPs entre os pares de localidade, onde as células em laranja representam que há diferença significativa entre os valores absolutos de MPs da região.

| | FRC | VJ | PR | PEMPRIM | CaU |
|---------|-----|----|----|---------|-----|
| FRC | - | | | | |
| VJ | | - | | - | - |
| PR | | | - | | - |
| PEMPRIM | | - | | - | |
| CaU | | - | - | | - |

Assim, é possível notar que há uma diferença na quantidade de MPs das amostras. Os ambientes recifais VJ, PEMPRIM, PR e CaU se assemelham quanto à quantidade e se distanciam dos valores encontrados em FRC (Figura 11).

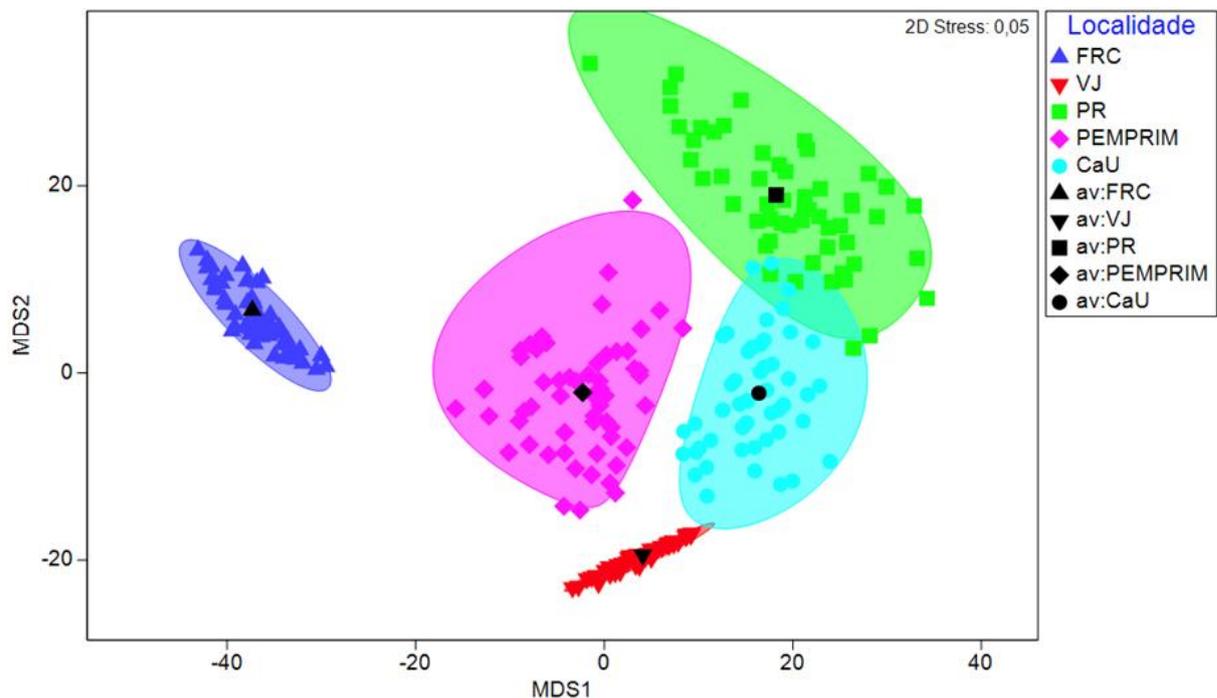


Figura 11. Extrapolação dos valores de MPs obtidos em cada área de coleta com o objetivo de demonstrar uma tendência na quantidade absoluta de MPs. As figuras geométricas em preto são os pontos médios. Autor: Tommaso Giarizzo.

Com a correlação de Pearson compara-se os valores de MP obtidos nas áreas de coleta com a distância de um estuário, a distância da cidade mais próxima, o tamanho da bacia hidrográfica (Km²) e o tamanho da população. Com esta análise é possível observar se estas variáveis influenciam na abundância de MPs. Assim, tem-se que a variável distância do estuário possui uma correlação negativa com a abundância de MPs, demonstrando que quanto mais distante do estuário menor a quantidade de MPs (Tabela 4).

A variável população apresentou uma correlação positiva com a abundância de MPs, demonstrando que quanto maior a população da cidade mais próxima do ambiente recifal maior a quantidade de MPs (Tabela 4). Para as variáveis distância da cidade mais próxima e tamanho da bacia hidrográfica (Km²) não houve correlação (Tabela 4).

Tabela 4 - Valores para análise de Correlação de Pearson entre a abundância de MPs e as variáveis de distância do estuário, distância da cidade mais próxima, tamanho da bacia hidrográfica e população.

| Variável | | MPS |
|---|-------------|------------|
| MPS | Pearson's r | - |
| | p-value | - |
| Distância estuário | Pearson's r | -0,564*** |
| | p-value | 0,001 |
| Distância cidade | Pearson's r | -0,166 |
| | p-value | 0,341 |
| Tamanho da bacia hidrográfica (Km²) | Pearson's r | -0,279 |
| | p-value | 0,105 |
| População | Pearson's r | 0,477** |
| | p-value | 0,004 |

*p < ,05; **p < ,01; ***p < ,001

Para análise da composição de cores de cada região coletada foi realizado um teste PERMANOVA multivariado que demonstrou haver diferença significativa na distribuição das cores nas áreas de coleta com *p-value* = 0,001 (Anexo F). Comparando a disposição das cores

de MPs entre os pares de localidades é possível observar que novamente a FRC apresenta diferença significativa em sua composição de cores quando comparada com todas as outras regiões; a VJ apresentou diferença significativa quando comparada à PR, PEMPRIM, CaU e FRC; a PR apresentou diferença significativa quando comparada ao PEMPRIM, VJ e FRC; e o PEMPRIM apresentou diferença significativa quando comparado à VJ, FRC e PR (Tabela 5). No Anexo E é possível observar os valores estatísticos obtidos.

Tabela 5 - Diferença significativa para valores na composição das cores dos MPs entre os pares de localidade, onde as células em laranja representam que há diferença significativa na distribuição de cores entre os valores absolutos de MPs da região.

| | FRC | VJ | PR | PEMPRIM | CaU |
|----------------|------------|-----------|-----------|----------------|------------|
| FRC | - | | | | |
| VJ | | - | | | |
| PR | | | - | | - |
| PEMPRIM | | | - | - | - |
| CaU | | | - | - | - |

É possível observar uma maior variedade de cores na FRC, o que pode-se justificar pela grande pressão urbana que o estuário do rio Cocó oferece na região e proximidade da área de coleta (SCHETTINI; VALLE-LEVINSON; TRUCCOLO, 2017). As cores transparente e azul foram as que mais predominaram, o que é comum em amostras ambientais (KUTRALAM-MUNIASAMY et al., 2020). As regiões da FC e da VJ diferem de todas as outras regiões quanto à distribuição das cores (Figura 12).

Isto pode se dar devido à proximidade e às duas áreas estarem sob influências de um estuário e um braço de rio muito poluídos: estuário do Rio Cocó e foz Riacho Maceió, respectivamente. Enquanto a PR, o CaU e PEMPRIM se assemelham quanto à composição de cores. Isto pode ser devido serem áreas localizadas distantes de estuários poluídos (Figura 12).

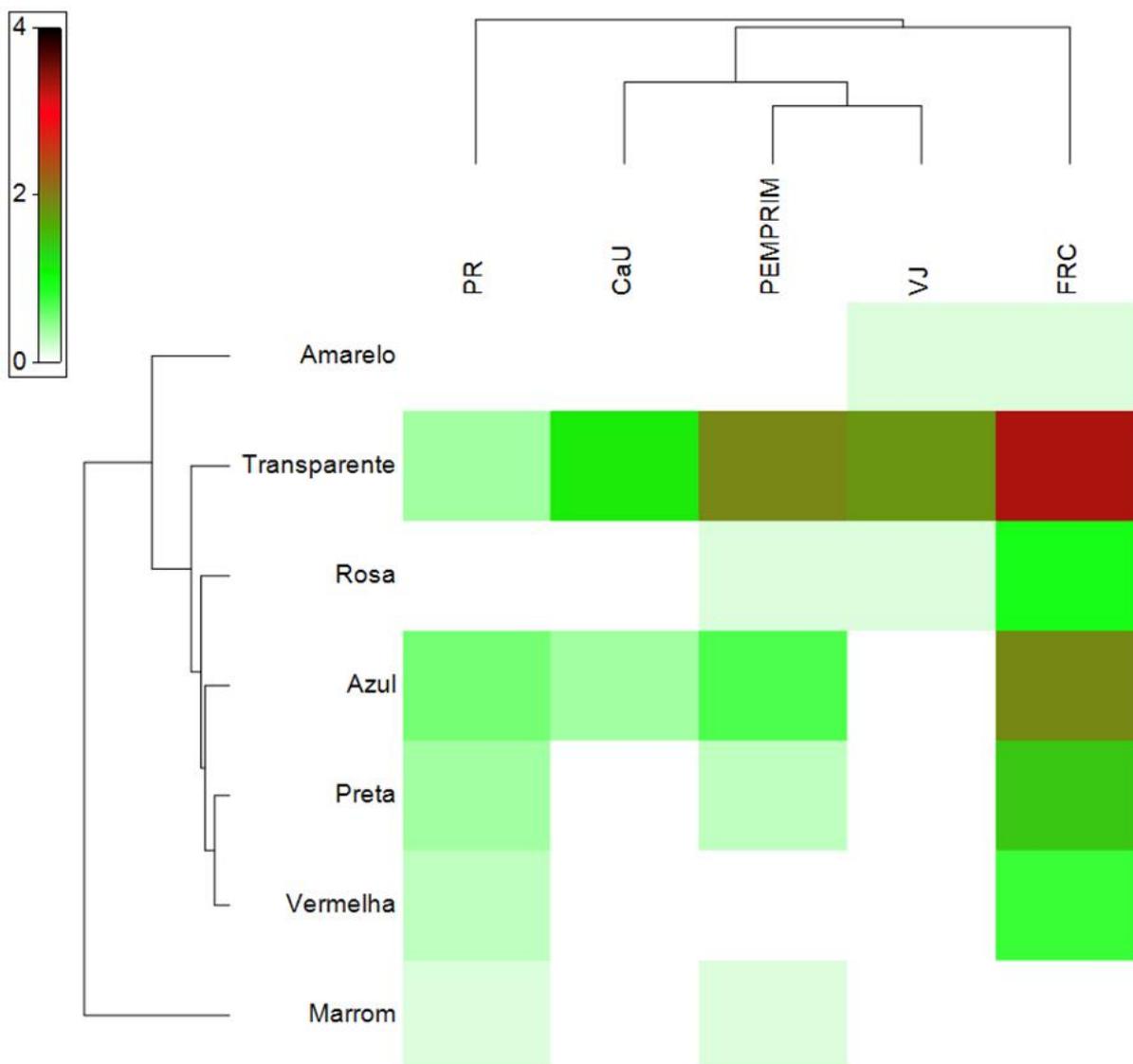
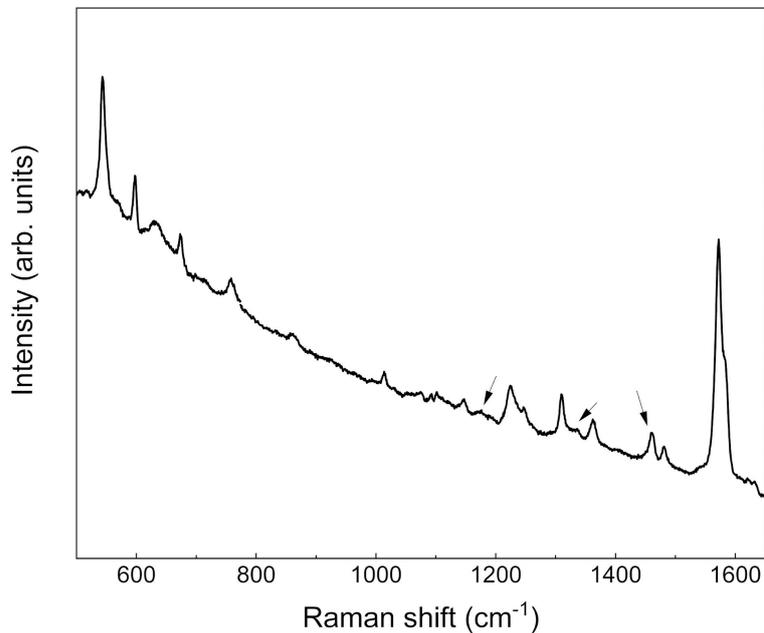
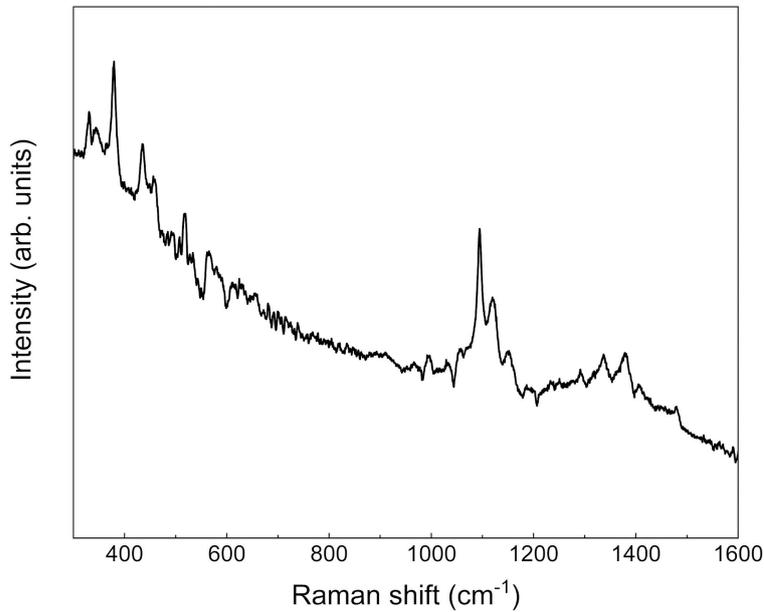


Figura 12. Distribuição das cores de MPs encontradas em cada área de coleta. Valores em vermelho indicam maiores valores e em branco menores valores de MP na cor indicada. Autor: Tommaso Giarizzo.

Na análise com o Raman os espectros demonstraram variação de picos para celulose microcristalina, polietileno tereftalato (PET) e polipropileno (PP) (Figura 13). Os picos identificados foram nas amostras da Volta da Jurema, Pedra Rachada e Cocó (Figura 13). Nas amostras do Uruau apenas pico de corante foi observado, enquanto que nas amostras do PEMPRIM a integridade das amostras impossibilitou a identificação das micropartículas (Figura 13).

A composição plástica de polietileno tereftalato (PET) é observada com certa abundância no compartimento sedimentar (SOARES et al., 2023), o que é coerente por ser uma micropartícula considerada de alta densidade (THUSHARI; SENEVIRATHNA, 2020).

Já o polipropileno (PP) por ser considerado um polímero de baixa densidade sua presença no sedimento pode indicar uma permanência de longo prazo do MP no meio.



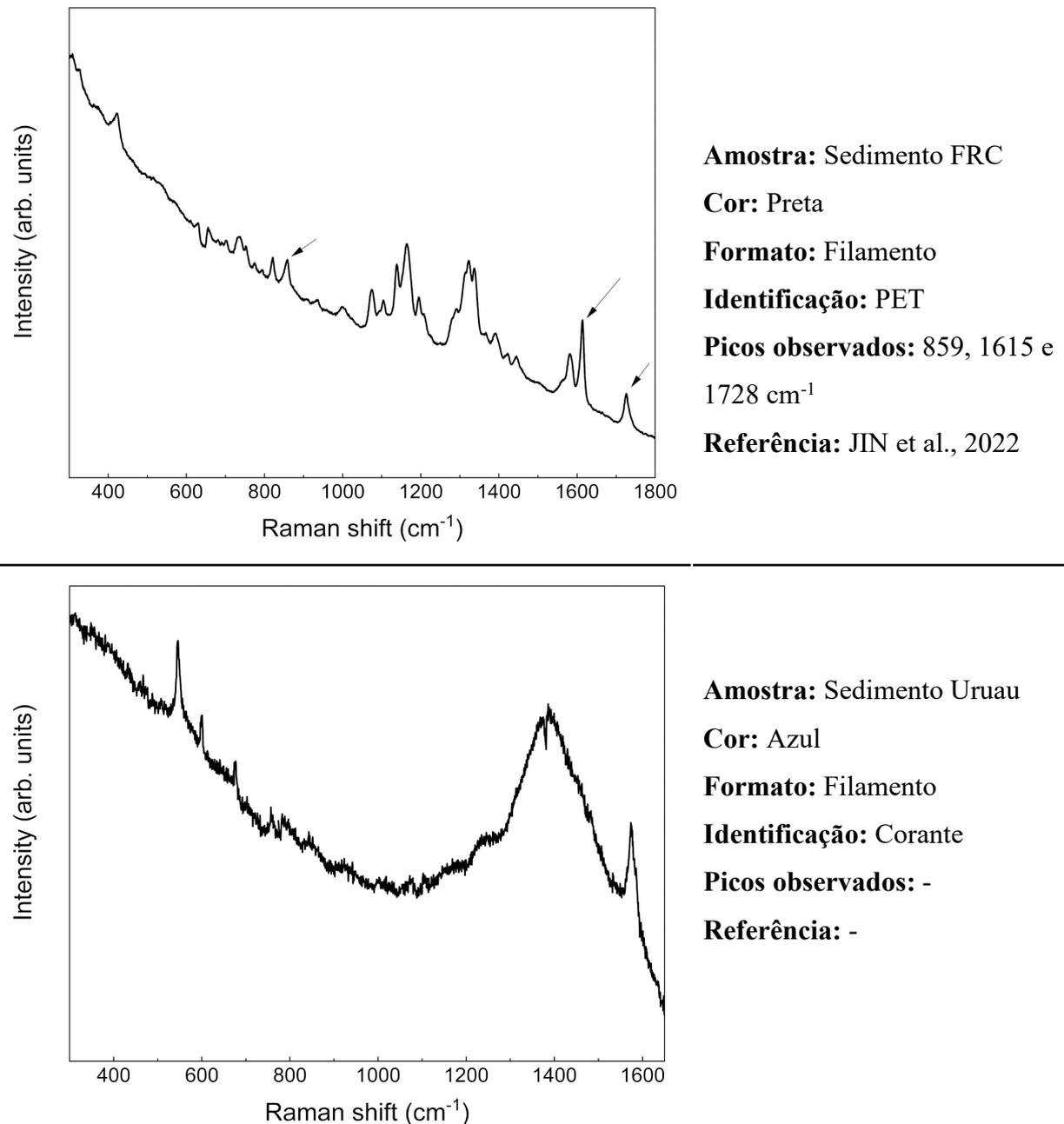


Figura 13. Perfil químico de MPs encontrados nas amostras de sedimento na Pedra Rachada (PR), Foz rio Cocó (FRC) e Uruau obtidos por espectroscopia RAMAN.

Os rios são grandes carreadores de MPs para o ambiente marinho (KIRUTHIKA; LAKSHMANAN, 2023). Assim, ambientes conectores como estuários podem impulsionar a abundância de MPs em outros ecossistemas costeiros (ANDRADES et al., 2020; PEGADO et al., 2024). Por atravessar a região metropolitana de Fortaleza, o estuário do rio Cocó sofre grande pressão urbana (SCHETTINI; VALLE-LEVINSON; TRUCCOLO, 2017). Diante dos

valores de abundância de MPs encontrados na FRC, pode-se dizer que o estuário do Rio Cocó atua como fonte de material plástico para a costa.

Também os processos hidrodinâmicos que regem o ambiente determinam o sequestro de MPs pelos sedimentos de um ambiente recifal (SMIT et al., 2021). Regiões mais turbulentas tendem a apresentar uma maior quantidade de MPs na sua coluna d'água, enquanto habitats calmos favorecem o assentamento do MP no sedimento (SERRA; COLOMER, 2023; SMIT et al., 2021). Se somente esta variável estivesse sendo analisada o esperado seria que não houvesse diferença significativa entre os valores de MPs na VJ e na PR devido suas dinâmicas similares de uma zona entremaré.

Porém, a diferença significativa observada entre essas duas regiões está na proximidade a um estuário ou braço de rio poluído. Enquanto a VJ está localizada a 0,62 km da foz do Riacho Maceió, corpo d'água que percorre a cidade de Fortaleza e possui influência de poluição antrópica (SILVA; MEIRELES; PEREIRA, 2011), a PR localiza-se a 57,4 km do estuário do rio Ceará. que, embora também seja um estuário poluído e corpo hídrico maior que sofre com a crescente pressão urbana, está a uma distância 95 vezes maior quando comparado à distância da VJ com o riacho Maceió (NILIN et al., 2013). Da mesma forma, embora o rio Jaguaribe sofra com atividades antrópicas como atividades agrícolas, escoamento urbano e lançamento de águas residuais, a distância do ambiente recifal analisado (CaU) demonstrou ser suficiente para que esta área de coleta possivelmente não sofra com a influência deste estuário (ANDRADE et al., 2019).

O método utilizado poderia ser melhor aprimorado com uma maior quantidade de áreas amostrais. Além disso, a padronização na quantidade de réplicas favorece a correlação entre as áreas com as variáveis analisadas. Além disso, realizar coletas com padrão de sazonalidade contribui para uma melhor veracidade dos valores de MPs coletados. Ademais, este estudo contribui para o entendimento dos sedimentos recifais como sumidouro de microplástico sob a influência da pressão urbana e proximidade a um estuário poluído.

4 CONCLUSÃO

A forma predominante dos MPs encontrados foi a de filamento, sendo a área da Foz do Rio Cocó apresentando maior abundância. Sete categorias de cores foram identificadas (amarela, transparente, rosa, azul, preta, vermelha e marrom) e duas composições químicas observadas (poliestireno e polietileno de alta densidade). Os dados sugerem que a distância a

um estuário poluído está relacionada de forma negativa à quantidade de MPs e o tamanho da população está relacionada de forma positiva à quantidade de MPs. Além disso, há uma semelhança na composição das cores dos MPs das áreas mais próximas ao estuário (FRC e VJ) e dos MPs das áreas mais distantes do estuário (CaU, PEMPRIM e PR).

5 CONCLUSÃO GERAL

Os ambientes recifais são ecossistemas termômetros para todo o meio que o circunda. A proximidade da maioria dos recifes às zonas costeiras os tornam ainda mais vulneráveis à ação antrópica. Assim, os compartimentos recifais não ficaram isentos da preocupação crescente que os malefícios oriundos dos microplásticos trazem ano após ano.

Já é possível observar microplásticos na estrutura óssea de corais construtores dos recifes do Atlântico Sul e os dados sugerem que a distância a um estuário poluído está relacionada de forma negativa à quantidade de MPs e o tamanho da população está relacionada de forma positiva à quantidade de MPs. O presente estudo tem importância significativa com dados de linha de base e contribui para compreensão de como realizar um melhor manejo na região.

REFERÊNCIA

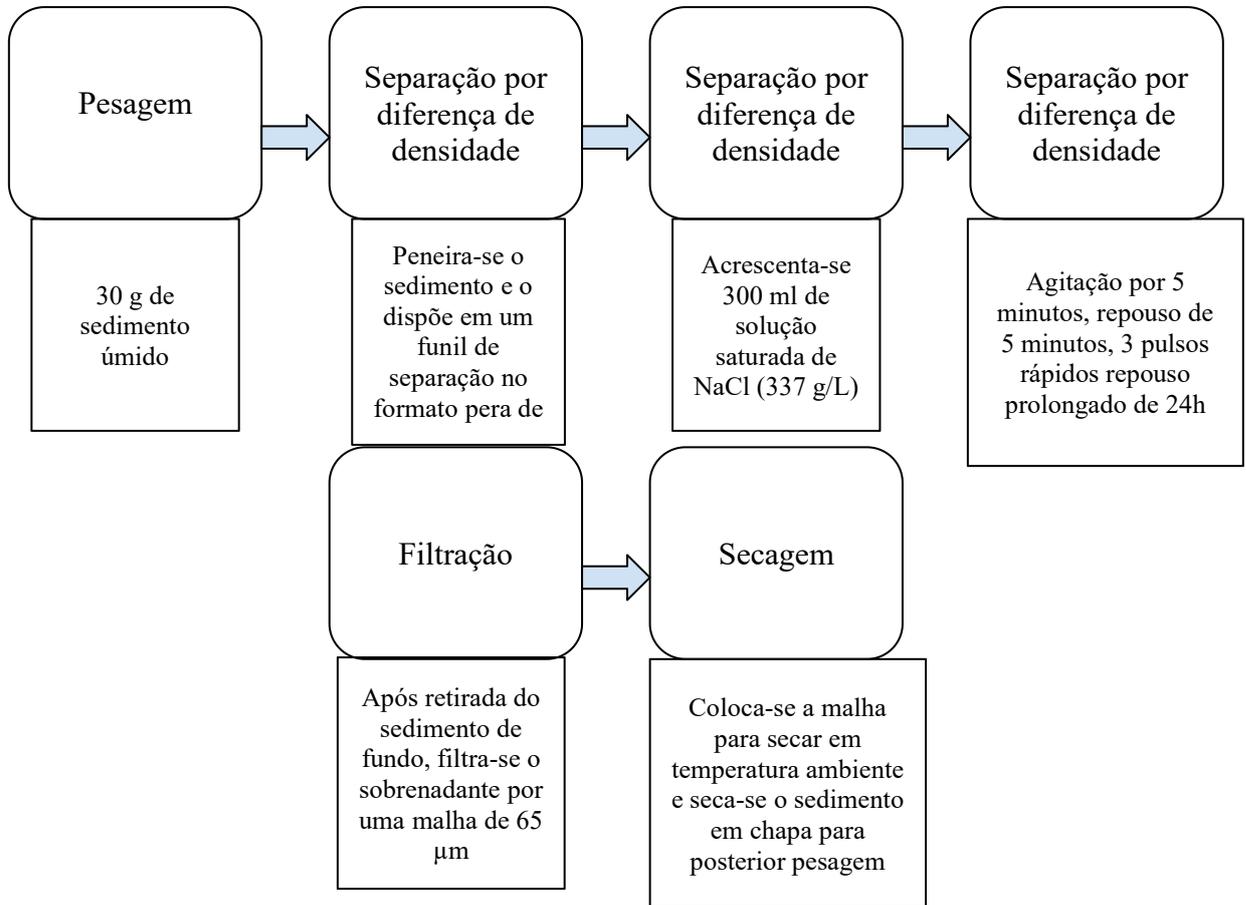
- ANDRADE, M. V. F. et al. Influence of sediment parameters on the distribution and fate of PAHs in an estuarine tropical region located in the Brazilian semi-arid (Jaguaribe River, Ceará coast). **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 703–710, 1 set. 2019
- ANDRADES, R. et al. Anthropogenic litter on Brazilian beaches: Baseline, trends and recommendations for future approaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, p. 110842, 1 fev. 2020.
- CHAPRON, L. et al. Macro- and microplastics affect cold-water corals growth, feeding and behaviour. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 17 out. 2018
- COPPOCK, R. L. et al. A small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments. **Environmental Pollution**, v. 230, p. 829–837, 2017
- CORDOVA, M. R.; HADI, T. A.; PRAYUDHA, B. Occurrence and abundance of microplastics in coral reef sediment: a case study in Sekotong, Lombok-Indonesia. 22 abr. 2018

- FILHO, R. P. L. Geologia e Geomorfologia da Plataforma Continental Interna de Fortaleza - Ceará. Monografia—Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 2017
- FLOETER, S. The southwestern Atlantic reef fish fauna: composition and zoogeographic patterns. **Journal of Fish Biology**, v. 56, n. 5, p. 1099–1114, maio 2000
- GRAHAM, N. A. J.; NASH, K. L. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. **Coral Reefs**, v. 32, n. 2, p. 315–326, 26 nov. 2012
- HUANG, W. et al. Microplastics in the Coral Reefs and Their Potential Impacts on corals: a mini-review. **Science of the Total Environment**, v. 762, p. 143112, 20 out. 2020
- JIN, N. et al. Characterization and identification of microplastics using Raman spectroscopy coupled with multivariate analysis. **Analytica Chimica Acta**, v. 1197, p. 339519, mar. 2022
- KANE, I. A. et al. Seafloor microplastic hotspots controlled by deep-sea circulation. **Science**, v. 368, n. 6495, p. eaba5899, 30 abr. 2020
- Kikuchi, R. K. P. et al. Reefs of the Western Tropical South Atlantic Ocean: Distribution, Environmental Impacts and Trends on Environmental Suitability Due to Climate Changes. **Springer eBooks**, p. 111–140, 1 jan. 2023
- KUTRALAM-MUNIASAMY, G. et al. Review of current trends, advances and analytical challenges for microplastics contamination in Latin America. **Environmental Pollution**, v. 267, p. 115463, dez. 2020
- LABOREL, J. Les Peuplements de Madréporaires des Côtes Tropicales du Brésil. Tradução: Françoise Laborel-Deguen; Clovis Barreira de Castro; Flávia Le Dantec Nunes; Débora de Oliveira Pires. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 2019
- LAERMANNNS, H. et al. Microplastic in Water and Sediments at the Confluence of the Elbe and Mulde Rivers in Germany. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, 17 dez. 2021
- LANA, P. DA C. et al. O Bentos da costa brasileira : avaliação crítica e levantamento bibliográfico (1858-1996). Rio de Janeiro: Fundação de Estudos do Mar, 1996
- LAVERICK, J. H. et al. A generalized light-driven model of community transitions along coral reef depth gradients. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 9, p. 1554–1564, 28 jun. 2020

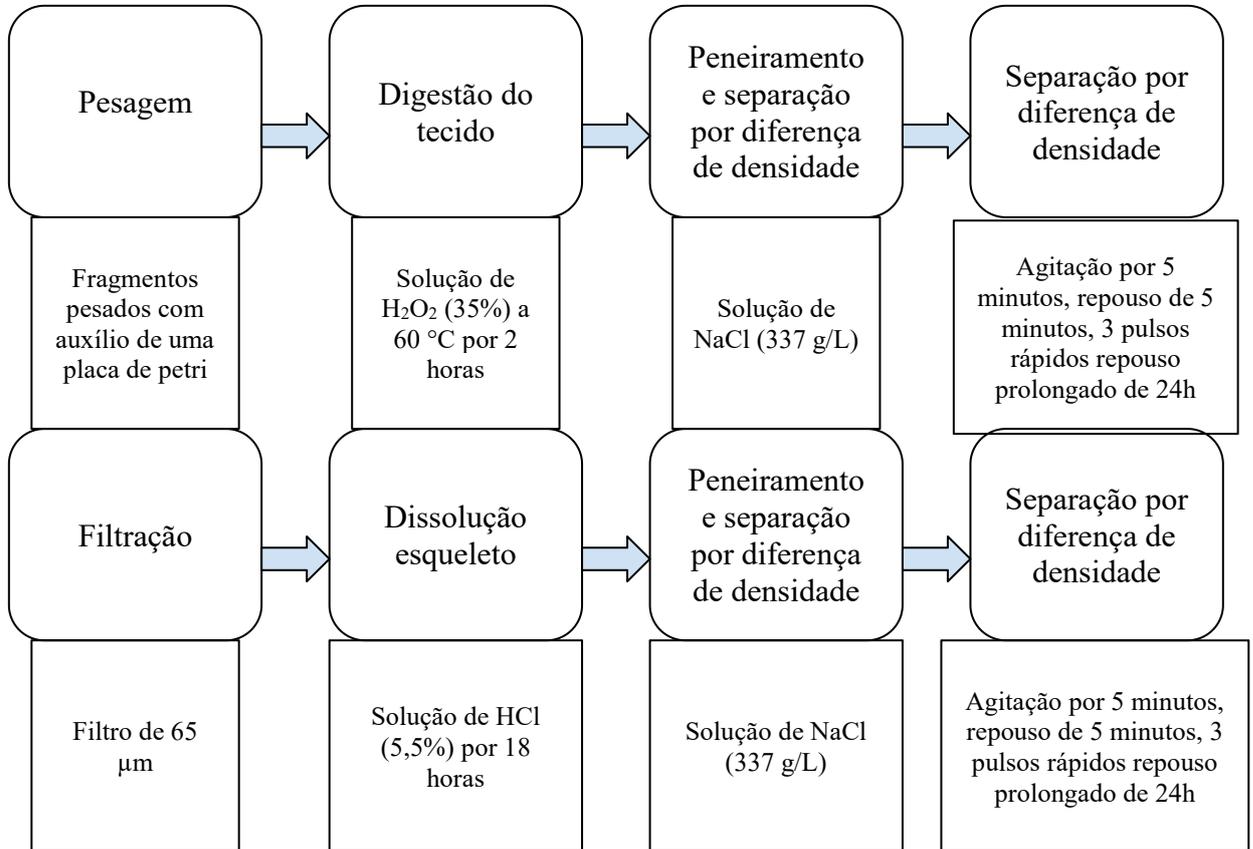
- LEE, E.; O'DONNELL, B. Characterizing Microplastic Fibers Using Raman Spectroscopy. **Spectroscopy Supplements**, v. 34, n. 6, p. 32–40, 6 jan. 2019
- LESSER, M. P.; SLATTERY, M.; LEICHTER, J. J. Ecology of mesophotic coral reefs. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 375, n. 1-2, p. 1–8, jul. 2009
- Li, H.-X. et al. Effects of Toxic Leachate from Commercial Plastics on Larval Survival and Settlement of the Barnacle *Amphibalanus amphitrite*. **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 2, p. 924–931, 29 dez. 2015
- LI, Y. et al. Microplastics in surface water and sediments of Chongming Island in the Yangtze Estuary, China. **Environmental Sciences Europe**, v. 32, n. 1, 7 fev. 2020
- MARTIN, C. et al. Adhesion to coral surface as a potential sink for marine microplastics. **Environmental Pollution**, v. 255, p. 113281, dez. 2019
- NILIN, J. et al. Sediment quality assessment in a tropical estuary: The case of Ceará River, Northeastern Brazil. **Marine Environmental Research**, v. 91, p. 89–96, out. 2013
- NOLASCO, M. E. et al. Morphology, Chemical Characterization and Sources of Microplastics in a Coastal City in the Equatorial Zone with Diverse Anthropogenic Activities (Fortaleza city, Brazil). **Journal of Polymers and the Environment**, v. 30, n. 7, p. 2862–2874, 19 jul. 2022
- PEARSON, R. G. et al. Fresh waters and estuaries of the Great Barrier Reef catchment: Effects and management of anthropogenic disturbance on biodiversity, ecology and connectivity. **Marine Pollution Bulletin**, v. 166, p. 112194, maio 2021
- PEGADO, T. et al. Meso- and microplastic composition, distribution patterns and drivers: A snapshot of plastic pollution on Brazilian beaches. **Science of The Total Environment**, v. 907, p. 167769, 10 jan. 2024
- PENG, G. et al. Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. **Environmental Pollution**, v. 225, p. 283–290, 2017
- PINHEIRO, H. T. et al. Plastic pollution on the world's coral reefs. **Nature**, v. 619, n. 7969, p. 311–316, 1 jul. 2023
- PURWIYANTO, A. I. S. et al. The contribution of estuaries to the abundance of microplastics in Jakarta Bay, Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 184, p. 114117, nov. 2022

- RAHMAN, MD. N. et al. Microplastic as an invisible threat to the coral reefs: Sources, toxicity mechanisms, policy intervention, and the way forward. **Journal of Hazardous Materials**, v. 454, p. 131522, 15 jul. 2023
- REICHERT, J. et al. Impacts of microplastics on growth and health of hermatypic corals are species-specific. **Environmental Pollution**, v. 254, p. 113074, nov. 2019
- SCHETTINI, C. A. F.; VALLE-LEVINSON, A.; TRUCCOLO, E. C. Circulation and transport in short, low-inflow estuaries under anthropogenic stresses. **Regional Studies in Marine Science**, v. 10, p. 52–64, 1 fev. 2017
- SERRA, T.; COLOMER, J. Scavenging of polystyrene microplastics by sediment particles in both turbulent and calm aquatic environments. **Science of The Total Environment**, v. 884, p. 163720, 1 ago. 2023
- SILVA, Paulo Roberto Ferreira Gomes da; MEIRELES, Antônio Jeovah de Andrade; PEREIRA, Juliana Silva. Diagnóstico da qualidade da água do sistema hídrico Papicu/Maceió, Fortaleza, Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**. Fortaleza, v. 44, n. 3, p. 81-86, 2011.
- SMIT, J. C. et al. Habitat-forming species trap microplastics into coastal sediment sinks. *Science of The Total Environment*, v. 772, p. 145520, 10 jun. 2021.
- SOARES, M. DE O.; TAVARES, T. C. L.; CARNEIRO, P. B. DE M. Mesophotic ecosystems: Distribution, impacts and conservation in the South Atlantic. **Diversity and Distributions**, 11 dez. 2018
- SOARES, M. O. et al. Do coral reefs act as sinks for microplastics? **Environmental Pollution**, v. 337, p. 122509, 15 nov. 2023
- THUSHARI, G. G. N.; SENEVIRATHNA, J. D. M. Plastic Pollution in the Marine Environment. **Heliyon**, v. 6, n. 8, p. e04709, ago. 2020
- UTAMI, D. A. et al. Microplastics as a sedimentary component in reef systems: A case study from the Java Sea. **Sedimentology**, v. 68, n. 6, p. 2270–2292, 12 jun. 2021
- VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastic pollution in deep-sea sediments. **Environmental Pollution**, v. 182, p. 495–499, nov. 2013
- ZHANG, W. et al. Macro- and microplastics as complex threats to coral reef ecosystems. **Environment International**, v. 174, p. 107914, 1 abr. 2023

ANEXO A



ANEXO B



ANEXO C

Resultado PERMANOVA para abundância de MPs nas áreas coletadas.

| Source | df | SS | MS | Pseudo- F | P(perm) | Unique perms | P(MC) |
|--------|----|--------|--------|--------------|---------|-----------------|--------|
| Lo | 4 | 6581,7 | 1645,4 | 33,659 | 0,0001 | 5003 | 0,0001 |
| Res | 30 | 1466,6 | 48,886 | | | | |
| Total | 34 | 8048,3 | | | | | |

ANEXO D

Resultado PERMANOVA para abundância de MPs entre os pares de localidade.

| Groups | t | P(perm) | Unique perms | P(MC) |
|-------------------------|----------|----------------|---------------------|--------------|
| FRC, VJ | 6,139 | 0,0004 | 99 | 0,0003 |
| FRC, PR | 6,8358 | 0,0008 | 106 | 0,0001 |
| FRC, PEMPRIM | 5,4085 | 0,0015 | 91 | 0,0001 |
| FRC, CaU | 6,7233 | 0,0007 | 102 | 0,0002 |
| VJ, PR | 2,6238 | 0,0252 | 17 | 0,0216 |
| VJ, PEMPRIM | 0,811 | 0,5549 | 19 | 0,4355 |
| VJ, CaU | 2,1608 | 0,0627 | 16 | 0,0523 |
| PR, PEMPRIM | 2,2915 | 0,0162 | 24 | 0,0397 |
| PR, CaU | 0,50529 | 0,6864 | 11 | 0,6272 |
| PEMPRIM, CaU | 2,0429 | 0,0264 | 23 | 0,0657 |

ANEXO E

Resultado PERMANOVA multivariada para a composição de cores dos MPs distribuídos nas áreas de coleta.

| Source | df | SS | MS | Pseudo- F | P(perm) | Unique perms | P(MC) |
|--------|----|-------|--------|--------------|---------|-----------------|--------|
| Lo | 4 | 20071 | 5017,9 | 11,175 | 0,0001 | 999 | 0,0001 |
| Res | 30 | 13471 | 449,04 | | | | |
| Total | 34 | 33543 | | | | | |

ANEXO F

Resultado PERMANOVA multivariada para abundância na distribuição por cores de MPs entre os pares de localidade.

| Groups | t | P(perm) | Unique perms | P(MC) |
|-------------------------|----------|----------------|---------------------|--------------|
| FRC, VJ | 6,6016 | 0,001 | 530 | 0,001 |
| FRC, PR | 4,389 | 0,002 | 663 | 0,001 |
| FRC, PEMPRIM | 3,4749 | 0,002 | 761 | 0,002 |
| FRC, CaU | 5,6397 | 0,001 | 579 | 0,001 |
| VJ, PR | 3,3283 | 0,002 | 418 | 0,001 |
| VJ, PEMPRIM | 2,0149 | 0,018 | 271 | 0,027 |
| VJ, CaU | 2,5774 | 0,002 | 264 | 0,015 |
| PR, PEMPRIM | 2,2283 | 0,007 | 672 | 0,012 |
| PR, CaU | 1,6332 | 0,083 | 330 | 0,079 |
| PEMPRIM, CaU | 1,7454 | 0,078 | 468 | 0,086 |