



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA**  
**INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**  
**PROGRAMA DE GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA**

**ANA BEATRIZ MUTTI CONCEIÇÃO**

**A RETENÇÃO DE MICROPLÁSTICO POR PRADARIAS DE GRAMAS  
MARINHAS DE *HALODULE WRIGHTII***

**SALVADOR**

**2022**

**ANA BEATRIZ MUTTI CONCEIÇÃO**

**A RETENÇÃO DE MICROPLÁSTICO POR PRADARIAS DE GRAMAS  
MARINHAS DE *HALODULE WRIGHTII***

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Oceanografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia. Orientador: Prof. Dr. Igor Cristino Silva Cruz.

Salvador

2022

## Resumo:

O atual padrão de consumo, o grande contingente populacional da zona costeira, o manejo e o descarte inadequado no ambiente, contribuíram para que os resíduos sólidos cheguem nos diversos ecossistemas marinhos. Dentre esses resíduos se destacam os plásticos, que são entre 60% e 80% dos resíduos sólidos que vão parar nos oceanos. Por conta disso, o plástico está se tornando um problema ambiental emergente, que quando descartado na natureza sofre despolimerização tornando-se partículas cada vez menores e podendo ser danosos ao meio ambiente e à saúde humana. Por conta da baixa densidade dessas micropartículas, elas possuem facilidade de viajar pela coluna d'água, podendo sedimentar em diversos ambientes marinhos. Um dos habitats que forma condições ideais ao acúmulo de sedimento e podem por isso propiciar o acúmulo de microplásticos, são os bancos de gramas marinhas. Embora este ecossistema forneça importantes serviços, pouco se sabe dos impactos dos microplásticos sobre eles. O presente estudo tem como objetivo principal avaliar a capacidade dos bancos de gramas marinhas reterem microplásticos. Para isso, foi avaliado: (i) Se áreas com gramas marinhas da espécie *Halodule wrightii* acumulam mais microplástico que áreas adjacentes sem gramas marinhas; (ii) Se há diferença na tipologia dos detritos plásticos encontrada fora e dentro dos bancos de grama; (iii) Se bancos de grama marinhas de ambientes protegidos em lagunas de recifes de coral acumula mais microplástico do que os que não possuem essa proteção; (iv) Se há diferença na tipologia dos detritos plásticos encontrada nos bancos de grama protegidos em lagunas de recifes de coral. Para isso, realizou-se amostragem em 14 pontos de coleta na Ilha de Itaparica, nos municípios de Itaparica, Vera Cruz e Salina das Margaridas. Em cada localidade foram coletadas 10 amostras de sedimentos, cinco amostras dentro de bancos de grama e cinco amostras fora do banco de gramas de forma aleatória. O microplástico foi separado do sedimento, pelo método da flutuabilidade e filtrado, após a filtragem o microplástico foi separado e quantificado com o auxílio de uma lupa. A análise estatística é feita a partir do teste T de Student. Foi possível observar que os prados de gramas marinhas da espécie *H. wrightii*, acumulam mais microplástico que áreas adjacentes sem gramas marinhas. Além disso, há um maior acúmulo de microplástico em bancos de grama marinhas próximos de ambientes protegidos em lagoas de recifes de coral que em locais que não possuem essa proteção. Embora houvesse diferença na tipologia dos detritos plásticos encontrada fora e dentro dos bancos de grama, essa diferença não foi encontrada nos bancos de grama protegidos em lagunas de recifes de coral.

**Palavras-Chave:** Microplásticos, Gramas marinhas, Resíduos sólidos.

## Abstract:

The current pattern of consumption, the large population in the coastal zone and the management and inadequate disposal, have contributed to solid waste reaching marine ecosystems. Among these wastes, being 60% to 80 % of solid waste that end up in the oceans, plastics stand out. Because of this is becoming an emerging environmental problem, which when discarded in nature undergoes depolymerization, becoming smaller and smaller particles and can be harmful to the environment and human health. Due to the low density of these microparticles, they are easy to travel through the water column and can settle in different environments. One of the habitats that form ideal conditions for the accumulation of sediment and can therefore favor the accumulation of microplastics are seagrass banks. Although this ecosystem provides important services, little is known about the impacts of microplastics on them. The main objective of the present study is to evaluate the ability of seagrass banks to retain microplastics. For this, it was evaluated: (i) Whether areas with seagrasses of the *Halodule wrightii* species accumulate more microplastic; (ii) If there is a difference in the typology of plastic debris found outside and inside the grass banks; (iii) If seagrass beds in protected environments, in coral reef lagoons, accumulate more microplastic than those that do not have this protection;(iv) and if there is a difference between the typology of plastic debris found in grass banks protected in coral reef lagoons. For this, sampling was carried out at 14 collection points on Itaparica Island, in the municipalities of Itaparica, Vera Cruz and Salina das Margaridas. In each location, 10 sediment samples were collected, five samples inside grass banks and five samples outside the grass bank at random. The microplastic was separated from the sediment by the buoyancy method and filtered. After filtering the microplastic was separated and quantified with the aid of a magnifying glass. Statistical analysis is performed using Student's T test. It was possible to observe that seagrass meadows of the *Halodule wrightii* species accumulate more microplastic than adjacent areas without seagrass. In addition, there is a greater accumulation of microplastic in seagrass beds near protected environments in coral reef lagoons than in places that do not have this protection. Although there was a difference in the typology of plastic debris found outside and inside the grass beds, this difference was not found in the grass beds protected in coral reef lagoons.

**Keywords:** Microplastics, Seagrasses, Solid Waste.

## **Agradecimentos:**

Eu agradeço primeiramente a Èşù, dono dos caminhos e senhor do tempo, se hoje eu estou terminando este ciclo, foi porque ele permitiu. Laroiê, Èşù. Agradeço secundariamente a mim e ao meu orí, saúdo minha importância e deixo aqui o meu legado para os quem vem depois. Essa graduação é um presente para Bia adolescente, que sempre sonhou em ser oceanógrafa.

Agradeço minha mãe Ana e pai Dico, por me apoiarem financeiramente e emocionalmente nesses anos de caminhada, meu irmão Bruno e minha prima Isla por todo o companheirismo e acolhimento, meus cachorros Bob & Marley por assegurar minha saúde mental e agradeço especialmente a minha avó Nina, por todo o afeto, carinho e por ter me feito esse ser humano tão maravilhoso.

Agradeço meu orientador Igor, pela paciência, calma, compreensão e acima de tudo, pela verdadeira orientação que eu tive, foi uma honra trabalhar com alguém que acredita no seu potencial e nas suas ideias, isso faz toda a diferença no final do ciclo da graduação. Gratidão. Aos meus colegas de laboratório Paula e Matheus pelas ajudas no campo.

Agradeço a melhor namorada do mundo, Marina, que desperta só o melhor de mim em todos os sentidos, sem ela, sem os conselhos, sem o apoio, sem o carinho, eu não teria chegado até aqui, eu teria desistido do meio do caminho, também e pela ajuda com o mapa. Outra pessoa que também foi crucial para a minha não desistência, foi minha psicóloga Laura, que está fazendo um trabalho belíssimo na minha cabeça.

Agradeço a todos os meus amigos que eu cultivei dentro da universidade, minha turma 2013, que abriu a porta para a diversidade e representatividade antes nunca vista no curso, aos amigos conquistados pela empresa Jr, na atlética, no Olokun e aos amigos conquistados em geografia.

Agradeço a Will, Manu, Paula, Jeu, Ayran, Ailton, Matheus, Titis, Mim e Tiff que fizeram a oceanografia valer a pena, cada um de um jeito especial e na sua forma de ver o mundo e me mostrar seu mundo. Especificamente Will por corrigir meus textos, a Manu por corrigir o inglês do meu abstract e a quem me ajudou a ensaiar para a apresentação. Agradeço a Diego e Ereson por me abrirem as portas da geografia, me acolherem tanto, ao ponto de até os professores de lá acharem que eu fazia o curso. Agradeço a Laiane por ter topado a ideia de fundar um movimento para os alunos pretos da oceano e por conta disso, eu tenha conhecido e me conectado com tanta gente massa do curso.

Agradeço muito ao meu grande amigo Keynes, por tudo, eu precisaria de no mínimo 10 pág. para descrever a sua importância na minha trajetória e para agradecer a sua existência na minha vida. Eu te amo muito.

Agradeço aos meus ídolos Emicida, Thiago Elniño, Liniker, Luedji Luna e ao Olodum, entre outros, por estarem nos meus ouvidos 100% do tempo na escritura desse documento. Falando em referência, eu não poderia deixar de fora meu brother Helder, por todos os textos e todas as conversas tanto EAD, quanto presencial no seu antigo boteco, que possuem impactos positivos na minha vida até hoje.

E por fim, agradeço aos financiadores deste trabalho. O Projeto CNPq 441264/2017-4. Serviços ecossistêmicos e impactos ambientais na Baía de Todos os Santos e aos professores Francisco Barros e Simone Morais pelo apoio e por ceder seus laboratórios para a finalização dessa pesquisa.

## Sumário

---

<b>1. Introdução</b>	<b>9</b>
<b>2. Materiais e Métodos</b>	<b>17</b>
2.1. Área de estudo	17
2.2. Atividade de campo	18
2.3. Desenho amostral	19
2.4. Análise de laboratório	20
2.5. Análise estatística	21
<b>3. Resultados</b>	<b>22</b>
3.1. Abundância de microplástico dentro e fora do banco de <i>H. wrightii</i> .	22
3.2. Característica do microplástico dentro e fora do banco de <i>H. wrightii</i> .	23
3.3. Concentração de microplástico dentro e fora de ambientes protegidos.	25
3.4. Característica dos microplásticos dentro e fora de ambientes protegidos.	27
<b>4. Discussão</b>	<b>28</b>
<b>5. Conclusão</b>	<b>32</b>
<b>6. Referências</b>	<b>33</b>

---

## **Lista de figuras**

Figura 1 - Localização geográfica das estações de amostragem.

Figura 2 - Número total de microplásticos, na grama e em areia.

Figura 3 - Exemplos de microplástico, fibras e fragmentos.

Figura 4 - Número total de fragmentos (a) e fibras (b) na grama e em areia

Figura 5 - Número total de microplásticos, com recife e sem recife de coral, no banco de gramas marinhas.

Figura 6 - Número total de fragmentos (a) e fibras (b) com recife e sem recife de coral na grama.

## **Lista de tabelas**

Tabela 1 - Classificação dos principais polímeros e suas propriedades e usos.

Tabela 2 - Localização geográfica dos locais de amostragem.



## 1. Introdução:

O aumento do padrão de vida, do desenvolvimento de grandes centros urbanos, da população, da tecnologia e a expansão da economia, gerou um aumento no uso e conseqüentemente no descarte de objetos e bens de consumo no mundo inteiro (THOMPSON et al. 2004 e MINGHUA et al., 2009). Esses resíduos causam diversos impactos negativos quando associados aos diversos ambientes e por conta disso eles ganharam destaque e preocupação social por todo o mundo. Como principais impactos ecológicos podemos citar a morte de animais por consumo desse lixo, da perda estética das praias, impactando economicamente com o decréscimo do turismo e a contaminação de espécies chaves economicamente ativas (DERRAIK et al., 2002 e CHESHIRE et al., 2009). A Política Nacional de Resíduos Sólidos, segundo a Constituição Federal de 1988, em seu art. 24, inciso VI, conceitua resíduos sólidos como:

“Todo material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível. (Lei 12.305, 2010, cap II, Art 3º, inciso XVI, p. 11).”.

Os resíduos sólidos são classificados como: domiciliares; industriais; comerciais; de serviços de saúde; serviços de transporte; e de construção civil (PHILLIPPI JR E AGUIAR 2010). Dentro dessa classificação, eles compreendem uma diversidade de tamanho, (macro, meso e micro), materiais, como madeira, metal, vidro, tecido e plástico, bem como diferentes formas, podendo ser circulares etc.

A União Europeia possui regras de gestão ambiental bastante rígidas e cobra dos seus países membros que as sigam. Adicionalmente, o Parlamento Europeu adotou, em 2021, um plano de ação para a economia circular, o qual contém regras e designa responsabilidades sobre o gerenciamento desses resíduos, definindo como cada estado membro deve fazer a sua parte (Agência Europeia de Ambiente). Entretanto, em países subdesenvolvidos a responsabilidade normalmente é do município (SUJAUDDIN et al., 2008).

No Brasil, as prefeituras utilizam o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano (PDDU) do município, usando como base a Política Nacional de Resíduos Sólidos

Federal. Essa gestão ordena, desde o recolhimento diário dos resíduos domiciliares, até o descarte adequado e manejo final nos aterros sanitários. Entretanto, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) de 2015, só metade dos municípios brasileiros possuíam esse plano, comprometendo a eficácia desse sistema. A falta de organização distrital e conhecimento acerca do assunto, está contribuindo com que esses resíduos vão parar em ambientes não adequados (GUERRERO et al., 2013).

Segundo os dados do Panorama de Resíduos Sólidos do Brasil 2021, produzido pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (Abrelpe), em 2020 foram gerados 82,5 milhões de toneladas de resíduos urbanos no país. Desses, aproximadamente 2 milhões de toneladas chegam ao mar todos os anos. Quando esse resíduo entra no ambiente marinho, independentemente de sua origem, é definido como resíduo marinho (lixo marinho) (COE E ROGERS, 1997). Anualmente, cerca de 25 milhões de toneladas desses resíduos são despejados no oceano em todo o mundo (ONU, 2018).

O manejo, descarte inadequados, a ação de ventos, de fortes chuvas, deságue fluvial, efluentes de esgoto e o descarte direto no mar e ambientes costeiros por banhistas e principalmente por atividades portuárias e embarcações, fazem com que esses materiais cheguem no oceano (GUERRERO et al., 2013). Dessa maneira, com o passar do tempo, os oceanos acabaram por se tornar um depósito de resíduos humanos (COE e ROGERS 1997). Esses ambientes são eficientes na degradação de alguns resíduos, principalmente os orgânicos e os biodegradáveis. No entanto, essa eficiência não se aplica a todos os resíduos, em particular os detritos plásticos (THOMPSON et al. 2009), que são entre 60% e 80% dos resíduos sólidos que vão parar nos oceanos (HIDALGO-RUZ et al., 2013).

Segundo Gorman 1993, plásticos são polímeros sintéticos de cadeia longa, maleável em altas pressões e temperatura, leves, duráveis, resistentes ao calor e a eletricidade. Essas características fazem com que sejam, na mesma proporção, extremamente úteis e prejudiciais para a sociedade. Assim, são amplamente consumidos e descartados facilmente. Além disso, devido a sua alta dureza e ao seu baixo peso, podem ser arrastados pelo vento e escoamento superficial, se acumulando em ambientes longes da sua fonte, em lugares mais remotos, e, por

conta disso, os oceanos se transformaram em uns grandes depósitos de plástico (LAIST et al., 1987 e HANSEN et al., 1990).

Há também a classificação desses plásticos quanto ao tipo de polímero (Tabela 1). Estes podem ser utilizados puros, mas frequentemente são combinados com aditivos químicos para aumentar a durabilidade, flexibilidade e dar cor ao produto. São eles: PET (Politereftalato de Etileno); PEAD (Polietileno de Alta Densidade); PVC (Policloreto de vinil); PEBD (Polietileno de Baixa Densidade); PE (Polietileno de Baixa Densidade); PS (Poliestireno); PP (Polipropileno); PE (Polietileno); PS (poliestireno) e outros, que constituem outros tipos de plásticos, como os ABS/SAN, EVA, PA (EPA, 1990a). Sendo PP, PE, PET, PS e PVC, os mais encontrados na natureza segundo (ROCHA-SANTOS E DUARTE, 2015).

Tabela 1 – Classificação dos principais polímeros e suas propriedades e usos.

Polímero	Uso
PET	Fibra de poliéster, filmes de embalagem de alimentos, garrafas plásticas
PEAD	Garrafas de plástico, recipientes de produtos de limpeza, canos para gás e água potável, utensílios domésticos
PVC	Botas, cortinas para chuveiro, caixilhos de janela, canos de revestimento de piso, cabos eletrônicos, imitação de couro.
PEBD	Sacos plásticos, filme plástico, saco de lixo, tubos, revestimentos de caixa de leite.
PP	Embalagem de alimentos, estojos para DVD, acabamento interno de carros pára-choques, cadeirinha de criança.
PS	Embalagem de alimentos, material de embalagem de isolamento.

---

Outros (PC, PA, PMMA, PUR, ABS, ASA etc.)

Malas, CDs, DVDs, roupas, cordas, paraquedas, cerdas para escovar os dentes, brinquedos, caixa de aparelhos elétricos.

---

Os plásticos também podem ser classificados quanto o seu tamanho, sendo macro (> 2 cm), meso (5-20 mm), micro (<5 mm) ou nano (1 a 1000 nm) (BARNES et al., 2009). Essa classificação pode ser usada para plásticos que são recém-saídos da indústria para o consumo da população, como por exemplo os Pellets. No entanto, também é comumente utilizada para classificar o tamanho dos detritos encontrados no oceano.

Durante o período de transporte no oceano, o plástico é exposto a uma gama de processos químicos, físicos e biológicos, controlados pelo tempo e pelo espaço, como o envelhecimento, incrustação, desidratação, fricção entre outros (COLOMBINI & CHELAZZI., 2003). Por conta disso, esse resíduo sofre ruptura em fragmentos cada vez menores (mesoplástico, microplástico e os nanoplásticos) e nunca desaparecem do sistema (DING et al. 2019). Segundo MASURA (2015), são considerados microplásticos fragmentos menores que 5mm de tamanho em pelo menos uma dimensão, plástico sólido sintético, com formas variáveis e insolúveis em água. Eles são divididos em duas classes, microplástico primário e secundário, de acordo com a sua origem (HUANG et al 2020). O microplástico primário são pequenas partículas que são usadas como matéria prima para diversos segmentos (indústria, cosméticos, fármacos etc.), enquanto os secundários são aquelas partículas provenientes de ruptura de pedaços maiores (KOEHLER et al 2015).

A presença dessas partículas causa diversos impactos no ambiente. Por conta da sua dureza e baixa densidade, o microplástico fornece o substrato ideal para a bioincrustação e o transporte de organismos, introduzindo espécies exóticas ou vetores de doenças de um lugar para o outro (ANDRADY et al., 2011, ZETTLER et al., 2013, CASABIANCA et al., 2019 E KHALID et al., 2021). Com a bioincrustação, a flutuabilidade da partícula pode ser alterada, aumentando a densidade do microplástico tende a decantar e ser incorporado no sedimento local (ZETTLER et al., 2013). Outro risco ecológico é a absorção e adsorção de compostos químicos (metais

pesados; hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPA's); poluentes orgânicos persistentes hidrofóbicos (POPs) entre outros). Esses compostos são capazes de sorver os componentes e carrear por toda coluna d'água, causando um efeito tóxico em organismos pela ingestão (MATO et al., 2001 e HUANG et al 2020). Nenhum nível trófico está a salvo, desde produtores primários como fitoplâncton e zooplâncton (COLE et al 2013), pequenos invertebrados, pastadores, filtradores, herbívoros e até grandes predadores topo de cadeia (FARRELL E NELSON, 2013, HIDALGO-RUZ et al., 2013 E DING et al 2019).

Essa ingestão pode acontecer de forma direta, onde o organismo absorve o microplástico do ambiente, bem como indiretamente através do consumo de outro organismo contaminado (ROCHMAN et al., 2016, FARRELL E NELSON, 2013 E LONG et al 2017). Como consequência, é possível citar a sensação de saciedade causada por um bloqueio intestinal, doenças reprodutivas, diminuição da mobilidade, disfunção endócrina, asfixia, envenenamento por conta da lixiviação de substâncias químicas e câncer (LAIST et al.,1997 E GORMAN et al., 2019). A degradação em micropartículas e a sorção de poluentes geram vários fatores prejudiciais à saúde e ecologia da fauna e na flora marinha impactando diretamente na economia. Isso acontece pois, após a ingestão, as partículas podem ser transferidas através da teia alimentar, ameaçando diretamente a saúde humana, pelo consumo dos animais contaminados (GORMAN et al.,2019, HUANG et al 2020).

Outro fator preocupante atrelado a baixa densidade dessas partículas, é a facilidade no qual elas viajam pela coluna d'água, podendo sedimentar em diversos ambientes marinhos, que vão desde os sedimentos em área costeira, estuários, recifes de corais e até em mar aberto e em altas profundidades (DING et al., 2019 e ROZMAN et al., 2021).

Em estuários, o microplástico pode chegar por diversos caminhos, como escoamento terrestre advinda de drenagem fluvial, bem como por forçantes meteorológicas (vento, ondas e fluxo de maré) (THOMPSON et al. 2009 e LIMA et al., 2014). O tamanho, forma e densidade dessa partícula vai determinar a sua distribuição pelo ambiente, partículas com menor densidade tendem a se depositar onde a hidrodinâmica local é baixa (COLE et al., 2011 e DALRYMPLE et al., 1992).

Por conta disso, essas partículas se distribuem em diversos ecossistemas menores, como os recifes de corais e bancos de gramas marinhas.

Os Recifes de corais são ecossistemas vitais para a manutenção da biodiversidade e recursos naturais (BARROS et al 2009). Sua estrutura rochosa favorece o aprisionamento de água naquele ambiente e diminui a hidrodinâmica local, principalmente em áreas de lagunas, onde a água fica aprisionada durante a maré baixa, o que favorece a retenção e decantação de sedimento e outras partículas como o microplástico (DING et al. 2019). Como os corais possuem hábito alimentar filtrador, o microplástico que está em suspensão na coluna d'água pode ser capturado ou ingerido. Por isso, a taxa de ingestão de microplástico e de plâncton é semelhante (DING et al 2019).

Outro importante ecossistema são as fanerógamas marinhas (gramas marinhas). Elas são angiospermas que vivem submersas em ambientes marinhos estuarinos rasos, possuem flores, raízes subterrâneas e sistemas de rizomas (MARQUES e CREED 2008, APOSTOLOUMI et al 2021). Essa vegetação se forma em extensos e densos prados, e são grandes produtores primários marinhos, presentes em todos os continentes, exceto Antártica (NORDLUND et al 2016).

Esses bancos fornecem importantes serviços ecossistêmicos, econômicos e podem servir como indicador de saúde ambiental (NORDLUND et al 2016). Protegem a costa a partir da acreção e estabilização de sedimentos, reduzindo a turbidez da coluna d'água e a erosão costeira (KOCH et al 2009, BARBIER et al 2011 e NORDLUND et al 2016), remove patógenos e contaminantes da coluna d'água, são sumidouros globais de carbono, desempenha um papel importante nos ciclos biogeoquímicos, sendo fundamental na acidificação dos oceanos (NORDLUND et al 2016 e APOSTOLOUMI et al 2021). Além disso, é *hotspot* da biodiversidade marinha, incluindo espécies carismáticas tal como tartarugas, cavalos marinhos, dugongos e tubarões, e por isso são utilizados para atividades recreativas e até para o turismo (UNEP 2020). Esses bancos também são muito importantes para a produtividade de teias alimentares e produção pesqueira, pois servem de berçário para diversas espécies, como substrato para colonização, são fonte de alimento para grandes e pequenos herbívoros e viveiro para organismos próximos à costa, incluindo espécies

raras e chaves para o ecossistema (NORDLUND et al 2016, UNEP 2020, HUANG et al., 2020 e APOSTOLOUMI et al 2021).

Embora as grama marinhas tenham estruturas semelhantes, suas espécies podem variar em tamanho, densidade e produtividade (NORDLUND et al 2016). A *Halodule wrightii* Ascherson é amplamente distribuída pela costa brasileira (NE ao S), e sua distribuição é conhecida no litoral do Ceará até o litoral de Santa Catarina (MARQUES e CREED 2008). Essa espécie é mais abundante na costa do NE, onde se encontram águas mais quentes e forma-se expressivos bancos entre os recifes de corais e a praia (LABOREL-DEGUEN, 1963 e SHOT et al 2007). Fora do Brasil essa espécie é encontrada na porção sudeste dos EUA até próximo ao Brasil e na parte oeste do continente africano (relatada na Mauritânia, Senegal, Cabo Verde, São Tomé e Príncipe até a Angola) (TAVARES et al 2022).

A *H. wrightii* é encontrada em região de entre maré até 10m de profundidade, áreas costeiras protegidas por ondas (menos ou mais abrigadas) e toleram o aumento de salinidade e temperatura. Estão presentes em ambientes onde a granulometria varia de lama até areia, são perenes além de serem dioicas, ou seja, podem ser separadas em machos e fêmeas (MARQUES e CREED 2008, NORDLUND et al 2016 e TAVARES et al 2022).

Esse ambiente se encontra propenso a estressores antropogênicos, como poluentes químicos (VAN DAM et al 2011) e contaminantes plásticos (HUANG et al 2020). Além disso, o fácil acesso a esse rico ecossistema permite a sua exposição a diversas ameaças, o que contribui para o rápido desaparecimento global que esse ambiente vem sofrendo nos últimos anos (DAHL et al 2021). Mesmo assim, esse ecossistema é subvalorizado e não é considerado nas decisões de gestão costeira (NORDLUND et al 2016 e UNEP 2020).

O sistema de rizomas e raízes das gramas marinhas unem e estabilizam o sedimento no fundo e suas folhas, reduzem a hidrodinâmica local da coluna d'água, o que favorece a criação de um ambiente propício à sedimentação e agindo como armadilha para material particulado em suspensão (MPS) (MARQUES e CREED 2008 e UNEP 2020)., bem como para os microplásticos, pois facilita a entrada desses materiais nos bancos de gramas (HUANG et al, 2020) Diante disso, esse ecossistema

é um potencial sumidouro a longo prazo dessas partículas (DAHL et al 2021). Além disso, em estudos feitos em gramas terrestres, a contaminação desses ambientes por microplástico está alterando os processos microbianos e biogeoquímicos (RILLIG et al., 2019). Como as gramas terrestres possuem semelhança fisiológica com as gramas marinhas, esses efeitos podem influenciar na saúde e no crescimento dessas plantas em ambiente marinho (DAHL et al 2021).

Considerando a fragilidade e a importância desses ecossistemas marinhos que naturalmente funcionam como armadilhas de sedimento sendo, portanto, potenciais áreas de retenção e concentração de microplástico, bem como o risco ambiental que esses materiais são, este trabalho tem como objetivo principal avaliar a capacidade dos bancos de gramas marinhas reterem microplástico. Para isso, foi avaliado:

- (i) Se áreas com gramas marinhas da espécie *Halodule wrightii* acumulam mais microplástico que áreas adjacentes sem gramas marinhas;
- (ii) Se há diferença na tipologia dos detritos plásticos encontrada fora e dentro dos bancos de grama;
- (iii) Se bancos de grama marinhas de ambientes protegidos em lagunas de recifes de coral acumula mais microplástico do que os que não possuem essa proteção;
- (iv) Se há diferença na tipologia dos detritos plásticos encontrada nos bancos de grama protegidos em lagunas de recifes de coral.



## 2. Materiais e métodos:

### 2.1. Área de estudo

O estado da Bahia possui um extenso litoral, possuindo 13,2% da costa brasileira, apresentando assim inúmeros estuários, praias arenosas, recifes de corais e bancos de gramas marinhas, entre outros ecossistemas, dentre as regiões mais importantes destaca-se a Baía de Todos os Santos (BTS) (HAJTE et al., 2009). A BTS é a terceira maior baía do Brasil, localizada entre a latitude de 12°50' S e a longitude de 38°38' W, com área de aproximadamente de 1.233 km<sup>2</sup> (CIRANO E LESSA 2007). O clima dessa região é o tropical-úmido (CIRANO E LESSA 2007). E a circulação da Baía é influenciada pelas ondas de maré, que apresentam uma assimetria positiva (período de enchente maior que o período de vazante), e são semiduras, ou seja, 1 pico de preamar a cada 12h (LESSA et al., 2001 e GENZ et al., 2006).

A área de estudo compreende a ilha de Itaparica (Figura 1) que é a maior entre as 56 que compõem o arquipélago da BTS e área continental adjacente. Abrigando os municípios de Itaparica (13% do território), Vera Cruz (87%) e Salina das Margaridas e com população estimada de 22.400 pessoas, 44.185 pessoas e 16.047 pessoas respectivamente (IBGE 2021).

Nos municípios de Itaparica, aproximadamente 47% do lixo é coletado por serviços de limpeza, 30,86% coletados em caçamba de lixo e 23% outro destino, em Vera Cruz aproximadamente 60% do lixo é coletado por serviços de limpeza, 21,7% coletados em caçamba de lixo e 18% outro destino, em Salina das Margarida aproximadamente 83% do lixo é coletado por serviços de limpeza, 13,98% coletados em caçamba de lixo e 3% outro destino (TAVARES 2018).

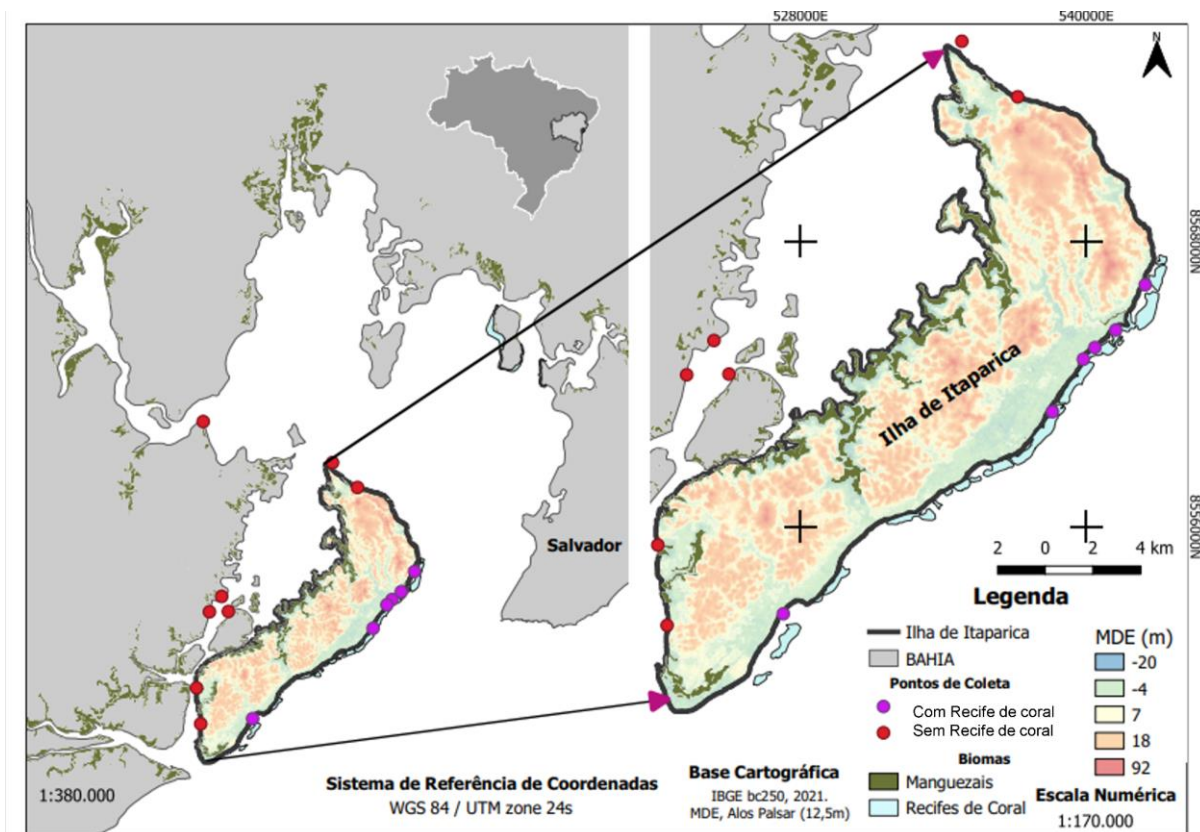


Figura 1 - Localização geográfica da Bahia de Todos os Santos. Da Ilha de Itaparica e as estações de amostragem. Pontos em roxo, estações com a presença de recife de corais (Penha, Barra do Gil Norte e Sul, Mar grande, Barra do Pote e Aratuba), em vermelho, estações sem a presença dos recifes de corais (Itaparica, Ponta de Areia, Ponta de Areia, Catu, Matarandiba, Jiribatuba, Mutá, Cações e Barra do Paraguçu).

## 2.2 Atividade de campo

Foram realizadas quatro campanhas entre os municípios da Ilha de Vera Cruz, Itaparica e Salina das Margaridas, abrangendo as praias na costa leste e as praias na costa oeste (Tabela 2). O período de coleta foi feito nas estações chuvosa e seca, respectivamente, em maré baixa diurna de sizígia.

Tabela 2 - Localização geográfica dos locais de amostragem

	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Data de coleta</b>
<b>Penha</b>	12° 59' 13" S	38° 37' 11" O	17/06/2018
<b>Barra do Gil Norte</b>	12° 59' 37" S	38° 37' 40" O	25/08/2018
<b>Barra do Gil Sul</b>	12° 59' 53" S	38° 37' 56" O	26/08/2018
<b>Barra do Pote</b>	13° 01' 05" S	38° 38' 39" O	18/06/2018
<b>Gamboa (Mar Grande)</b>	12° 58' 11" S	38° 36' 30" O	27/08/2018
<b>Aratuba</b>	13° 05' 42" S	38° 44' 54" O	05/02/2019
<b>Itaparica</b>	12° 52' 38" S	38° 40' 46" O	16/06/2018
<b>Ponta de Areia</b>	12° 53' 54" S	38° 39' 28" O	04/02/2019
<b>Catu</b>	13° 05' 58" S	38° 47' 36" O	28/08/2018
<b>Matarandiba</b>	13° 00' 14" S	38° 46' 10" O	29/08/2018
<b>Jiribatuba</b>	13° 04' 08" S	38° 47' 49" O	07/02/2019
<b>Caçães</b>	13° 00' 15" S	38° 47' 09" O	06/02/2019
<b>Mutá</b>	12° 59' 28" S	38° 46' 31" O	06/02/2019
<b>Barra do Paraguaçu</b>	12° 50' 32.85" S	38° 47' 28.94" O	06/02/2019

### 2.3. Desenho amostral

Para avaliar o efeito dos bancos de grama marinhas na retenção de microplástico (objetivo i), em cada localidade foram amostradas áreas dentro e fora dos bancos, em um delineamento em bloco. O efeito da proteção dos recifes de corais no acúmulo de microplástico (objetivo iii) foi testado comparando sete localidades protegidas por recifes e sete sem esta proteção, totalizando 14 sítios de coleta. A comparação da tipologia foi feita classificando os microplásticos foram classificados em duas categorias: filamentos e fragmentos (objetivo ii e iv).

Em cada local, as coletas foram realizadas em bancos emersos ou rasas, com uma profundidade menor que 1m. Seguindo um delineamento em bloco, em cada sítio, foi coletado dentro e fora de bancos de gramas marinhas, utilizando core de alumínio (3,5 cm x 12 cm) que correspondem a uma área amostral de 9,62 cm<sup>2</sup> para coletar de forma aleatória, cinco testemunhos dentro como fora do banco de gramas marinhas, totalizando 10 amostras. Todo o material coletado foi devidamente

armazenado em envelopes de alumínio, a fim de evitar contaminação, identificados e congelados em um freezer para posterior análise em laboratório.

#### **2.4. Análise de laboratório**

As análises laboratoriais foram divididas em duas etapas, o processamento das amostras para separar o microplástico de sedimento e a identificação e contagem dos microplásticos. O método de separação de microplástico das partículas sedimentares mais utilizado na literatura é por densidade (MOLLER et al., 2020). O sal mais utilizado nessa separação é Cloreto de Sódio (NaCl), por diversos motivos, entre eles estão: o baixo custo de aquisição, a alta disponibilidade no mercado, seguro de ser manuseado e descartado, por conta disso é o mais recomendado pelas diretrizes internacionais para a padronização do protocolo de estudo dos microplásticos (CUTRONEO et al 2021).

As amostras foram descongeladas e despejadas em uma solução saturada utilizando aproximadamente 60 gramas de cloreto de sódio (>100 ppm) em aproximadamente 400ml de água. Essa solução foi previamente preparada e filtrada duas vezes utilizando filtros de celulose de 50 micras para evitar contaminação por microplástico do próprio sal.

Em seguida, a amostra foi inserida na solução e homogeneizada, com o auxílio de uma colher de metal. Devido à diferença de densidade, pois os microplásticos variam de  $0,8 \text{ g cm}^{-3}$  a  $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ , portanto 90% desses polímeros são menos densos que a solução hipersalina, aproximadamente  $1,3 \text{ g cm}^{-3}$ , há o assentamento do sedimento, enquanto o microplástico e outros materiais flutuam (CUTRONEO et al 2021). A partir disso, o sobrenadante foi filtrado duas vezes, também em filtro de celulose de 50 micras. Esses filtros foram colocados em placas de petri de vidro e levados para a estufa a  $60^\circ\text{C}$  e posteriormente armazenadas em envelopes de papel devidamente identificados.

A identificação e contagem dos microplásticos foi executada a partir de triagem em lupa binocular estereoscópica com auxílio de uma pinça de metal, a fim de identificar e quantificar o microplástico. Após esse procedimento, o material encontrado é fotografado e armazenado em outra folha de papel adequadamente identificada. Esse procedimento foi realizado para todas as amostras. Apesar de não ter sido possível identificar todos os tipos de polímero quanto a composição e origem, eles foram divididos em dois grupos distintos: os microplásticos primários e

secundários, compostos pelas fibras e por fragmentos diversos, respectivamente. Para cada estação foi calculada a média do número de fibras, de fragmento e de microplástico total em sedimentos fora dos bancos de gramas marinhas e dentro dos bancos.

## **2.5. Análise estatística**

Para testar a hipótese de que bancos de grama marinha são ambientes que favorecem a deposição de microplástico (objetivo i), foi feito o teste-t de Student para amostras dependentes espacialmente. Para testar se há diferença na tipologia dos detritos plásticos encontrada fora e dentro dos bancos de grama (objetivo ii), este mesmo teste foi repetido para os fibras e fragmento bem como para o número total de microplásticos. Para testar a hipótese de que bancos de grama marinhas de ambientes protegidos em lagunas de recifes de coral acumula mais microplástico (objetivo iii) foi utilizado um o teste-t de Student para variações desiguais utilizando apenas as médias de microplásticos dentro dos bancos de grama. Para testar se há diferença na tipologia dos detritos plásticos encontrada nos bancos de grama protegidos em lagunas de recifes de coral (objetivo iv), este mesmo teste foi repetido para as fibras e fragmento bem como para o número total de microplásticos. Todas as análises foram feitas no GraphPad InStat, versão 3.0.

### 3. Resultados

Foram identificadas um total de 956 unidades de microplástico, dentro e fora da área vegetada. Dessas, 615 unidades estiveram presentes em área vegetada por gramas marinhas, enquanto 341 unidades em áreas descobertas. Em todas as localidades amostradas foram observadas a presença de micropartículas.

#### 3.1. Abundância de microplástico dentro e fora do banco de *H. wrightii*

A abundância de microplásticos foi maior em amostras coletadas nos bancos de grama marinhas do que fora deles. Além disso, essas áreas de cobertura vegetal apresentaram diferença significativa quando comparadas a áreas sem cobertura ( $t = 4,556$ ;  $P = 0,0005$ ;  $GL = 13$ ). (Figura 2).

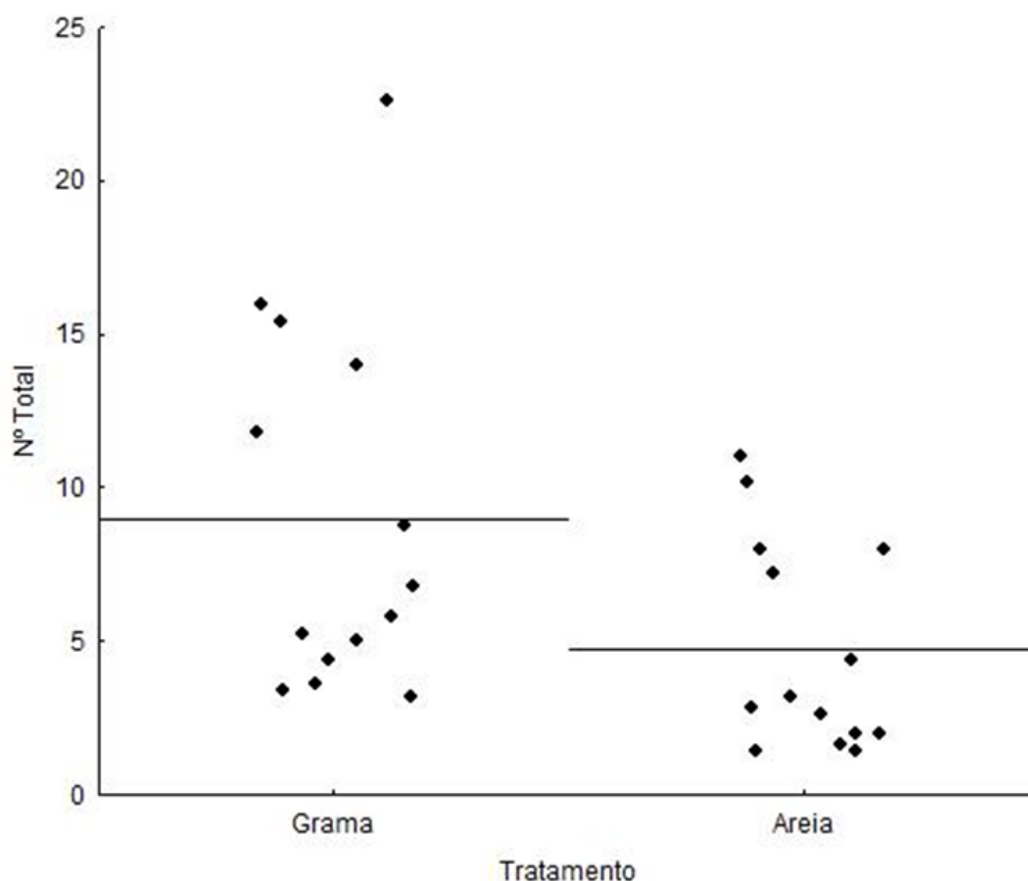


Figura 2: Número total de microplásticos, na grama e em areia, nas 14 estações amostrais. Teste-t ( $t = 4,556$ ;  $P = 0,0005$ ;  $GL = 13$ ).

De maneira geral, foram encontradas uma média de aproximadamente 9 unidades de microplásticos por testemunho dentro do banco de grama, e 4,70 unidades de na área descoberta. A localidade de Barra do Gil Norte apresentou a maior concentração de microplásticos dentro da área com vegetação, onde foram contabilizadas 113 unidades desses materiais. As localidades de Barra do Gil Sul (80); Aratuba (77); Mar Grande (70) e Barra do Pote (59). Já as menores concentrações ficaram com Mutá e Matarandiba, ambos com 16 unidades de microplásticos, seguidos por: Jiribatuba (18), Itaparica (22) e Cações (24) apresentaram valores acima do valor médio desse estudo.

Em sedimento sem vegetação, Aratuba foi a estação que apresentou a maior concentração de microplásticos (56 unidades), seguido por Mar Grande (51); Barra do Gil Sul (42) e Barra do Gil Norte (39). Já as menores concentrações puderam ser observadas em Mutá e Penha, ambos com 7 unidades desses fragmentos. 8 unidades foram observadas em Cações, e 10 em ambas as estações, Matarandiba e Jiribatuba.

### **3. 2. Característica do microplástico dentro e fora do banco de *H. wrightii*.**

A caracterização dos microplásticos se deu por meio da tipologia, onde foram divididos em duas classes: fibras e fragmentos diversos (Figura 3). Dentre as 956 unidades totais de microplásticos identificados, 489 unidades foram caracterizadas como de fibras e 467 unidades de fragmentos. Tanto as fibras como os fragmentos, foram quantificados em todas as localidades estudadas.

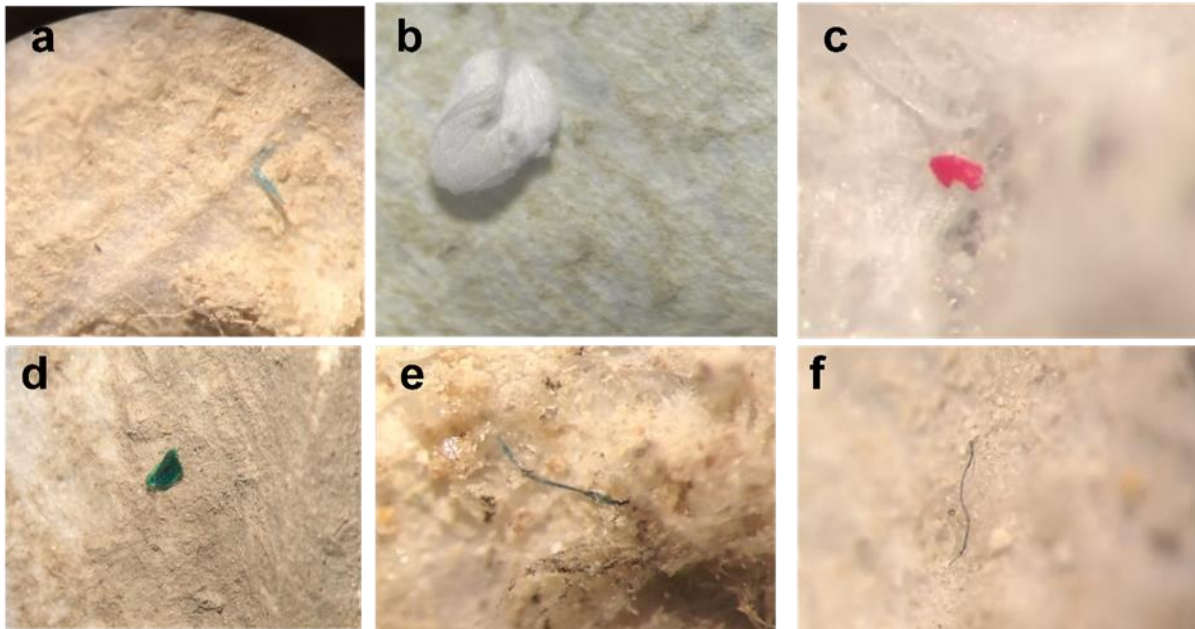


Figura 3: Exemplos de microplástico, fibras e fragmentos. São fragmentos (b, c, d), são fibras (a, e, f).

A distribuição dos diferentes tipos de microplástico variou quanto à presença ou não de vegetação no solo. Os resultados mostraram que a abundância de fragmentos em área de cobertura vegetal foi significativamente maior que em área sem cobertura ( $t = 6,129$ ;  $P < 0,0001$ ;  $GL = 13$ ). (Figura 4a). Já no que diz respeito as fibras, aquelas encontradas em área de cobertura vegetal foram significativamente menores que em área sem cobertura ( $t = 2,349$ ;  $P = 0,0353$ ;  $GL = 13$ ). (Figura 4b).

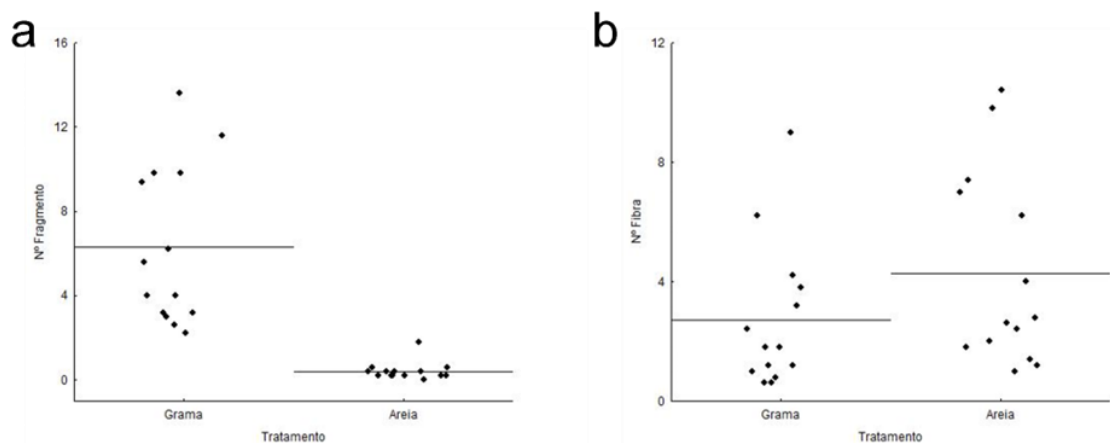


Figura 4: Número total de fragmentos (a) e fibras (b) na grama e em areia.



Cerca de 6,30 unidades de fragmentos por testemunho foram encontradas dentro do banco de grama, e 0,44 na areia descoberta. A localidade de Barra do Gil Norte apresentou a maior concentração de fragmentos dentro da área com vegetação, foram contabilizadas 68 unidades de fragmentos, seguido por Aratuba (58) e Barra do Gil Sul (49). Já as menores concentrações foram observadas nas estações da Penha (10); Matarandiba (11) e Mutá (14). A presença de fragmentos em áreas descobertas não apresentou diferença significativa.

Em relação às fibras, aproximadamente 2,70 unidades por testemunho puderam ser observadas dentro do banco de grama, enquanto 4,29 na areia descoberta. A localidade de Barra do Gil Norte apresentou a maior concentração de fibras dentro da área com vegetação, onde foram contabilizadas 45 unidades de fibras, seguido por Barra do Gil Sul (31) e Mar Grande (21). Já as menores concentrações ficaram com Jiribatuba e Cações (3); Mutá (4); Matarandiba (5). Em sedimento sem cobertura vegetal, a estação Aratuba apresentou a maior concentração, com 52 unidades, seguida por Mar Grande (49); Barra do Gil Norte (36) e Barra do Pote (35), ao mesmo tempo que as menores concentrações ficaram com Penha (5); Mutá (6); Cações (7) e Matarandiba (9).

### **3. 3. Concentração de microplástico dentro e fora de ambientes protegidos.**

A presença de microplásticos foi maior em amostras coletadas em banco de gramas marinhas dentro de áreas protegidas por recifes de corais do que em áreas não protegidas, apresentando diferença significativa entre esses ambientes ( $t = 4,252$ ;  $P = 0,0054$ ;  $GL = 6$ ). (Figura 5).

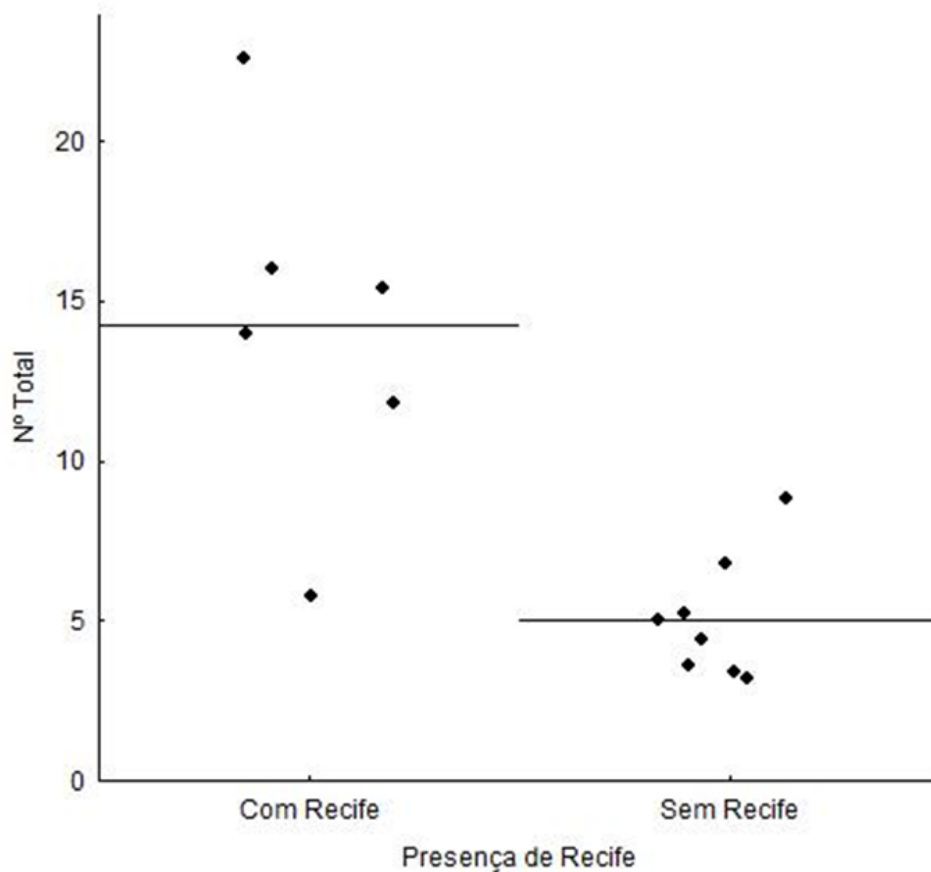


Figura 5: Número total de microplásticos, com recife e sem recife de coral, no banco de gramas marinhas. Média e Teste-t ( $t = 4,252$ ;  $P = 0,0054$ ;  $GL = 6$ ).

De maneira geral, foram encontradas aproximadamente 13,49 unidades de microplásticos por testemunho dentro do banco de grama em áreas protegidas por recifes de corais e 4,51 unidades em áreas não protegidas.

As praias protegidas por recifes foram onde tiveram as maiores concentrações de microplástico. A localidade de Barra do Gil Norte apresentou a maior concentração desses materiais, onde foram contabilizadas 113 unidades de microplásticos, seguido por Barra do Gil Sul (80); Aratuba (77); Mar Grande (70) e Barra do Pote (59), exceto praia da Penha (19). Já as praias que não são protegidas por recifes de corais apresentaram menores concentrações, Mutá e Matarandiba, ambos com 16 unidades de microplásticos, seguido por Jiribatuba (18), Itaparica (22) e Cações (24).

### 3. 4. Característica dos microplásticos dentro e fora de ambientes protegidos.

Não houve variação de diferentes tipos de microplásticos quanto a presença ou não de ambientes protegidos por recifes de corais em bancos de gramas marinhas. Os resultados foram semelhantes aos descritos acima e mostraram que a abundância de fragmentos em áreas protegidas foi significativamente maior que em área sem proteção, exceto na estação da Penha ( $t = 4,176$ ;  $P = 0,0042$ ;  $GL = 7$ ). (Figura 6a). Além disso, a abundância de fibras em áreas protegidas foi maior que em área sem proteção ( $t = 3,343$ ;  $P = 0,0127$ ;  $GL = 6$ ). (Figura 6b).

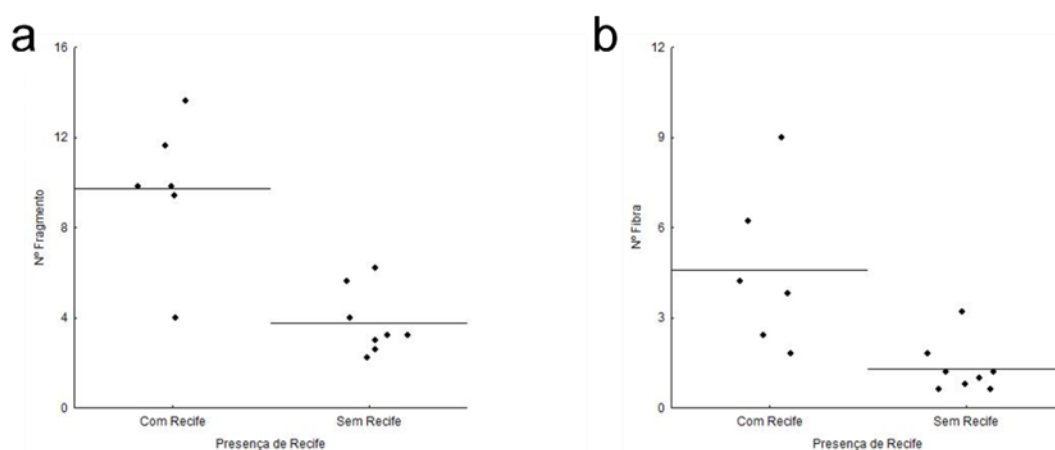


Figura 6: Número total de fragmentos (a) e fibras (b) com recife e sem recife de coral na grama.

Barra do Gil Norte apresentou a maior concentração de microplástico entre os ambientes protegidos, onde foram contabilizadas 113 unidades de microplásticos, dos quais 68 unidades eram de fragmentos e 45 unidades de fibras. Em ambientes sem a proteção, Barra do Paraguaçu apresentou a maior concentração, foram contabilizadas 41 unidades, sendo 28 unidades de fragmentos e 16 unidades de fibras.

#### 4. Discussão:

Os bancos de *Halodule wrightii* avaliados neste estudo apresentaram um acúmulo de partículas de microplástico. Esse acúmulo foi maior em locais onde havia a presença de bancos de gramas, praticamente o dobro de que em lugares onde não existia a presença dessa pradaria, o que indica que esse ecossistema tem a capacidade de retenção dessas partículas. O aprisionamento é explicado pelo mesmo mecanismo no qual há a retenção de sedimentos. As estruturas das folhas reduzem a velocidade da coluna d'água acima delas e permitem que haja estabilização do substrato, portanto naquela região há a diminuição dos fluxos gerados pela maré e da energia de onda, havendo uma deposição e evitando uma ressuspensão de sedimento, armazenando e acumulando microplástico (HUANG 2020 e DAHL 2021).

Houve uma distinção dos tipos de microplástico identificadas neste estudo. De forma geral as fibras foram as partículas mais comuns, totalizando 489 unidades, mas próximo ao número de fragmentos que totalizaram 470 unidades. Em lugares onde os sedimentos estavam descobertos, foram encontrados preferencialmente microplásticos em forma de fibras (figura 4b), enquanto dentro da pradaria, os fragmentos foram encontrados em maior quantidade (figura 4a). Isso pode ser explicado, pois outra forma de retenção de microplástico pelas gramas é o choque físico, essas partículas colidem com as folhas e afundam se incorporando no sedimento. Algumas partículas, podem aderir nas folhas ou nas epífitas por causa do biofilme adesivo. As fibras possuem um potencial maior de ficarem aprisionadas nesses sistemas, sendo posteriormente transportadas e depositadas junto com as folhas, enquanto outras partículas, como os fragmentos, podem ser transportadas diretamente e se depositar no sedimento (HUANG 2020 e JEYASANTA 2020).

A proximidade dos bancos de *Halodule wrightii* com os recifes de corais, estão amplificando o efeito armadilha do microplástico nas gramas. A presença de recifes de corais gera uma zona denominada de “piscina” ou laguna que se forma entre o recife e a costa (BARROS et al 2009 e DING et al., 2019), aprisionando água naquele ambiente e diminuindo a hidrodinâmica local. Com isso, a retenção de sedimento e outras partículas como microplástico é favorecida (DING 2019). Os recifes estão presentes na entrada da baía, mais precisamente nas costas leste e sudeste da Ilha. Nas praias onde há presença desses recifes (Mar Grande, Barra do Gil, Norte e Sul,

Barra do Pote e Aratuba) é onde estão ocorrendo os níveis mais altos de poluição por microplástico. Já nas praias, sem presença de recifes de coral (Itaparica, Ponta de Areia, Catu, Matarandiba, Jiribatuba, Mutá e Barra do Paraguaçu) onde a hidrodinâmica é basicamente influenciada pelos fluxos de maré dentro do canal de Itaparica (BARROS et al 2009), os microplásticos são facilmente transportados e a retenção é menor.

A retenção de microplástico apontada neste estudo pode apresentar diversos impactos ao ambiente de gramas o que pode resultar no comprometimento de alguns serviços ecossistêmicos. Os bancos de gramas são utilizados como fonte de alimento, habitat, refúgio e berçários para diversas espécies em vários momentos dos seus ciclos de vida, e o acúmulo de microplástico expõe as pradarias de *Halodule wrightii* e a sua fauna associada a diversos níveis de contaminação antrópica. Essa contaminação pode se propagar pela cadeia trófica (SILVA et al. 2018).

Nas gramas marinhas, esse detrito presentes no sedimento pode dificultar a fotossíntese e, com isso, inibir seu crescimento enquanto os detritos que foram aderidos nas folhas e epífitas, podem ser ingeridos de forma direta por animais herbívoros pastadores (HUANG 2020, JEYASANTA 2020, DAHL 2021), por organismos detritívoros (crustáceos, bivalves e equinodermos) (WANG et al., 2019) e de forma indireta através dos filtradores. Essas partículas não são excretadas e consequentemente podem ser bioacumuladas pelos organismos. Esse microplástico associado a toxinas, quando ingerido junto com a grama, pode ser transportado ao longo da teia trófica, podendo alcançar níveis tróficos maiores, portanto, chegando até os seres humanos por meio dessa biomagnificação (BARBOZA ET AL., 2018, HUANG 2020, JEYASANTA 2020, DAHL 2021).

Com o contínuo descarte indevido de materiais plásticos, consequentemente haverá a presença de microplástico no meio ambiente. Isso acarretará numa frequente exposição da teia trófica a esses materiais e, dessa maneira, trazendo diversas consequências para os organismos. Dentre essas consequências podemos citar a obstrução do sistema digestivo, o que leva a uma falsa saciedade, bem como exposição a diversos contaminantes (metais pesados, HPA's etc.) (MATO et al., 2001 e HUANG et al 2014). Trabalhos pretéritos já evidenciaram a ingestão de microplástico por uma diversidade de espécies que são de alto consumo humano, e

Barboza (2018) faz uma revisão quantificando a presença dessas partículas em diversas espécies economicamente ativas (mariscos, peixes e camarões). Há uma alta biomassa dessas espécies associadas às pradarias de gramas, portanto, esse ambiente é uma importante área de pesca global e fundamental para a manutenção de espécies chave e comercial (HUANG 2020 E JEYASANTA 2020).

O principal vetor dessas partículas para o ser humano é o consumo de animais, que geralmente são ingeridos inteiros, como por exemplo, os organismos filtradores, como bivalves. Nesta região, dentro e fora desses bancos de grama são explorados por comunidades tradicionais o bivalve *Anomalocardia flexuosa*. Bruzaca et al. (2022) registraram microplástico nestes animais o que representa um risco de serem vetores de contaminação por microplástico para populações humanas. Mariscos, como o chumbinho (*Anomalocardia flexuosa*), são coletados, vendidos e ingeridos amplamente pela população. Portanto, ao consumi-lo estará também consumindo todo o microplástico presente na espécie. No caso dos peixes, a taxa de ingestão de microplásticos é menor em virtude desses materiais ficarem concentrados no estômago desses organismos, que é retirado para o preparo da refeição. (BARBOZA et al., 2018). De um modo geral, os estudos mais recentes sugerem que o aumento do consumo de microplásticos por humanos pode aumentar o risco de doenças desconhecidas.

Embora o efeito armadilha de microplástico que esses bancos possuem esteja acarretando diversos problemas ambientais, eles poderiam ser utilizados como biotecnologia para reduzir esses detritos nos ambientes aquáticos. Uma possibilidade seria usar sistemas como “Wetlands” para reter microplásticos. Wetland é um sistema artificial para tratamento de efluentes líquidos, por processos físicos, químicos e biológicos, nos quais são combinados para a remoção de contaminantes, na parte biológica podem ser cultivados macrófitas aquáticas fixadas a substratos (Schmitt 2015). Como as pradarias de *Halodule wrightii*, apresentaram uma alta taxa de aprisionamento e soterramento de microplástico, poderia ser utilizada, juntamente com as macrófitas, para reduzir a entrada dessas partículas pelo menos em estações de tratamento de esgoto municipais.

O ecossistema de gramas marinhas está ameaçado por reter microplástico, isso afeta a fauna e flora associada, sendo então transportado por toda cadeia trófica. A

população humana que depende desse ambiente também está sendo afetada tanto economicamente, quanto pela questão do risco à saúde. Apesar da importância e gravidade acerca do assunto, ainda há pouca pesquisa sobre os efeitos deste microplástico nos seres humanos. Dessa maneira, é preciso maiores investigações a fim de compreender como funciona a disseminação e transmissão dessas doenças através do consumo desses organismos contaminados por microplásticos (Barboza et al., 2018). Apesar dessa contaminação por microplástico e toda a ameaça que estamos enfrentando com os diversos resíduos sólidos, esse estudo revelou que podemos ter um potencial biotecnológico importante para mitigar o problema, sistemas biológicos poderão atuar como instrumento de gestão de resíduos sólidos.

## 5. Conclusão:

Foi possível observar que os prados de gramas marinhas da espécie *Halodule wrightii*, acumulam mais microplástico que áreas adjacentes sem gramas marinhas, o que enfatiza o efeito armadilha e filtrador das gramas. Além disso, há um maior acúmulo de microplástico em bancos de grama marinhas próximos de ambientes protegidos em lagunas de recifes de coral que em locais que não possuem essa proteção. Embora houvesse diferença na tipologia dos detritos plásticos encontrada fora e dentro dos bancos de grama, essa diferença não foi encontrada nos bancos de grama protegidos em lagunas de recifes de coral.

Um completo estudo sobre os impactos desse microplástico nesse ecossistema se faz necessário, dado a alta eficiência da captura desses materiais. No entanto, há a necessidade de uma padronização de métodos para uma possível comparação dos resultados, para o entendimento e mitigação dos problemas causados.



## 6. Referências

ABRELPE. Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019. <https://abrelpe.org.br/panorama/>

ANDRADY, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1596e1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.

APOSTOLOUMI, C., MALEA, P., KEVREKIDIS, T., 2021 Principles and concepts about seagrasses: Towards a sustainable future for seagrass ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112936>

BARBIER EB, HACKER SD, KENNEDY C, KOCH EW, STIER AC, SILLIMAN BR. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*. 2011; 81: 169–193.

BARBOZA, L.G.A., DICK VETHAAK, A., LAVORANTE, B.R.B.O., LUNDEBYE, A.-K., GUILHERMINO, L., 2018. Marine microplastic debris: an emerging issue for food security, food safety and human health. *Mar. Pollut. Bull.* 133, 336e348. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.047>

BARNES, D. K. A., GALGANI, F., THOMPSON, R. C., AND BARLAZ, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc.*, 364: 1985-1998

BARROS, F.; CRUZ, I. C. S. KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N.. Ambiente Bentônico. In: Vanessa Hatje; Jailson Bittencourt de Andrade. (Org.). Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos. 1ed. Salvador: EDUFBA, 2009, v., p. 207-242.

BRUZACA, D., JUSTINO, A., MOTA, G., COSTA, G., LUCENA-FRÉDOU, F., GÁLVEZ, A. 2022. Occurrence of microplastics in bivalve molluscs *Anomalocardia flexuosa* captured in Pernambuco, Northeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113659>

CASABIANCA, S., CAPELLACCI, S., GRAZIA, M., DELL, C., TARTAGLIONE, L., VARRIALE, F., PENNA, A., 2019. Plastic-associated harmful microalgal assemblages in marine. *Environ. Pollut.* 244, 617e626.

CIRANO, M.; LESSA, G. C. (2007) Oceanographic characteristics of Baía de Todos os Santos. *Brasil. Revista Brasileira de Geofísica*, v. 25, p. 363-387.

CHESHIRE, A.C et al., 2009. UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter: UNEP Regional Seas Reports and Studies. Technical Series IOC, v. 186; n. 83. p. 120.

COE, J.M & ROGERS, D.B. (ed) 1997. *Marine debris: sources, impacts and solutions*: Springer. DERRAIK, J.G.B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44, 842-852.

COLE, M., LINDEQUE, P., HALSBAND, C. & GALLOWAY, T. S. (2011). Microplastic as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin* 62, 2588–2597.

COLE, M., LINDEQUE, P.K., FILEMAN, E., HALSBAND, C., GOODHEAD, R., MOGER, J., GALLOWAY, T.S., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* 47, 6646e6655. <http://dx.doi.org/10.1021/es400663f>

COLOMBINI, I. & L. CHELAZZI., 2003. "Influence of Marine Allochthonous input on sandy beach communities." *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 41: 115-159.

CUTRONEO, L. , REBOA, A., GENESELLI, I., CAPELLO, M., 2021. Considerations on salts used for density separation in the extraction of microplastics from sediments. *Marine Pollution Bulletin* 166 (2021) 112216.

DAHL, M, S. BERGMAN, M. BJORK. 2021. A temporal record of microplastic pollution in Mediterranean seagrass soils. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116451>

DALRYMPLE, R, ZAITLIN, B., BOYD, R., 1992. Estuarine facies models: conceptual basis and stratigraphic implications. *J. Sediment. Petrol.* 62, 1130–1146.

DERRAIK, J. G. B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 44, n. 9, p. 842-852.

DING, J., JIANG, F., LI, J., WANG, Z., SUN, C., WANG, Z., FU, L., DING, N.X., HE, C. 2019. Microplastics in the Coral Reef Systems from Xisha Islands of South China Sea. *Environ. Sci. Technol.* 2019, 53, 8036–8046.

GORMAN, M., 1993. *Environmental Hazards—Marine Pollution*. ABCCLIO Inc, Santa Barbara

GUERRERO, L., MASSA, G., HOGLAND, W., 2013. Solid waste management challenges for cities in developing countries. [10.1016/j.wasman.2012.09.008](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.008).

FARRELL, P., NELSON, K., 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environ. Poll.* 177, 1e3. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>

GENZ, F. Avaliação Dos Efeitos Da Barragem Pedra Do Cavalo Sobre a Circulação Estuarina Do Rio Paraguaçu E Baía De Iguape. Tese de Doutorado, p. 245, 2006.

HANSEN, J., 1990. Draft position statement on plastic debris in marine environments. *Fisheries* 15, 16–17.

HATJE, V.; ANDRADE, J. B. DE. Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos. Edufba, 2009.

HIDALGO-RUZ, V., THIE, M., 2013. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. *Marine Environmental Research*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.02.015>

HUANG, Y., XIA, X., XU, C., PERIANEN, Y.D., HU, J., HOLMER, M. 2020. Seagrass beds acting as a trap of microplastics - Emerging hotspot in the coastal region? *Environmental Pollution* 257 (2020) 113450.

IBGE 2015 - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Link disponível em:

<https://www.google.com/amp/s/valor.globo.com/google/amp/brasil/noticia/2016/04/15/so-metade-das-cidades-brasileiras-tem-plano-diretor-aponta-ibge.ghtml>. Acesso em: 08/2021

IBGE 2021 - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Link disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba> . Acesso em: 05/2022.

JEYASANTA,K,. PATTERSONA, J,. GRIMSDITCHB, G,. PATTERSON EDWARDA, JK,.. 2020. Occurrence and characteristics of microplastics in the coral reef, seagrass and near shore habitats of Rameswaram Island, India. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111674>

KHALID, N., AQEEL, M., NOMAN, A., HASHEM, M., MOSTAFA, Y.S., ALHAITHLOUL, H.A.S., ALGHANEM, S.M., 2021. Linking effects of microplastics to ecological impacts in marine environments. *Chemosphere* 264, 128541. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128541>.

KOCH EW, BARBIER EB, SILLIMAN BR, REED DJ, PERILLO GME, HACKER SD, ET AL. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2009; 7: 29–37.

KOEHLER, A., Anderson, A., Andrady, A., Arthur, C., Baker, J., Bouwman, H., Gall, S.,Hidalgo-Ruz, V., Koehler, A., Law, K., Leslie, H., Kershaw, P., Pahl, S., Potemra, J.,Ryan, P., Joon Shim, W., Thompson, R., Takada, H., Turra, A., Wyles, K., 2015. Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: A Global Assessment. <https://10.13140/RG.2.1.3803.7925>.

LABOREL-DEGUEN, F., 1963. Nota Preliminar Sobre a Ecologia das Pradarias de Fanerógamas Marinhas nas Costas dos Estados de Pernambuco e Paraíba.*Tropical Oceanography*.

LAIST, D.W., 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. In: Coe, J.M., Rogers, D.B. (Eds.), *Marine Debris: sources, impacts, and solutions*. Springer Series on Environmental Management, New York.

LEI Nº 12.305/2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos.

LESSA, G. C. et al. The tides and tidal circulation of Todos os Santos Bay, northeast Brazil: A general characterization. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 73, n. 2, p. 244–261, 2001.

LIMA, A. R. A., COSTA, M. F. & BARLETTA, M. (2014). Distribution patterns of microplastic within the plankton of a tropical estuary. *Environmental Research* 132, 146–155.

LONG, M., PAUL-PONT, I., MORICEAU, B., LAMBERT, C., HUVET, A., SOUDANT, P., 2017. Interactions between polystyrene microplastics and marine phytoplankton lead to species-specific hetero-aggregation. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.047>

MARQUES, L.V. & CREED, J.C. 2008. *Biologia e ecologia das fanerógamas marinhas do Brasil*. Oecologia Brasiliensis.

MASURA, J., ET AL. 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48.

MATO, Y., ISOBE, T., TAKADA, H., KANEHIRO, H., OHTAKE, C., KAMINUMA, T., 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environ. Sci. Technol.* 35, 318–324.

MINGHUA, Z., ET AL. (2009) Municipal Solid Waste Management in Pudong New Area, China. *Waste Management*, 29, 1227-1233. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.07.016>

MOLLER, J.N., LODER, M.G.J., LAFORSCH, C., 2020. Finding microplastics in soils: a review of analytical methods. *Environ Sci Technol* 54, 2078–2090. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04618>.

NORDLUND L, KOCH EW, BARBIER EB, CREED JC (2016) Seagrass Ecosystem Services and Their Variability across Genera and Geographical Regions. *PLoS ONE* 11(10): e0163091. doi:10.1371/journal.pone.0163091

ONU 2018 - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Link disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/81186-humanidade-produz-mais-de-2-bilhoes-de-toneladas-de-lixo-por-ano-diz-onu-em-dia-mundial>. Acesso em: 07/2019.

PHILIPPI JR, A; AGUIAR, A. O., 2010. Resíduos sólidos: características e gerenciamento. In: PHILIPPI JR., A. Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável. Barueri: Manole. p. 267-321.

PLASTICSEUROPE, “Plastics—The facts 2016: An analysis of european plastics production, demand and waste data.” <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/3-plastics-facts-2016>. Acesso em: 04/2022

RILLIG, M.C., LEHMANN, A., DE SOUZA MACHADO, A.A., YANG, G., 2019. Microplastic effects on plants. *New*

ROCHA-SANTOS, T., DUARTE, A.C., 2015. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *Trends Anal. Chem.* 65, 47

ROCHMAN, C.M., BROWNE, M.A., UNDERWOOD, A.J., VAN FRANEKER, J.A., THOMPSON, R.C., AMARAL-ZETTLER, L.A., 2016. The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. *Ecology* 97, 302e312. <http://dx.doi.org/10.1890/14-2070.1>

ROZMAN, U., TURK, T., SKALAR, T., ZUPANČIČ, M., ČELAN KOROŠINA, N., MARINŠEK, M., OLIVERO-VERBE, J., KALČÍKOVÁ, G., 2021. An extensive characterization of various environmentally relevant microplastics – Material properties, leaching and ecotoxicity testing. *Science of The Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145576>

SCHMITT, G.T. & MORAES, C. A. M. 2015. Utilização de resíduos sólidos como constituintes da camada de substrato em sistema de wetlands para tratamento de efluentes. In XXVII Salão de iniciação científica da Furg.

SHORT, F. et al., 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 350, n. 1–2, p. 3–20.

SILVA, J., BARLETTA, M., LIMA, A., FERREIRA, G. 2018. Use of resources and microplastic contamination throughout the life cycle of grunts (*Haemulidae*) in a tropical estuary. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.038>

SUJAUDDIN, M., Huda, M.S., Rafiqul Hoque, A.T.M., 2008. Household solid waste characteristics and management in Chittagong, Bangladesh. *Journal of Waste Management* 28, 1688–1695.

TAVARES AI, ASSIS J, PATRICIO AR, FERREIRA R, CHEIKH MAS, BANDEIRA S, REGALLA A, SANTOS I, POTOUROGLOU M, NICOLAU S, TEODÓSIO MA, ALMADA C, SANTOS R, PEARSON GA AND SERRAO EA (2022) Seagrass Connectivity on the West Coast of Africa Supports the Hypothesis of Grazer-Mediated Seed Dispersal. *Front. Mar. Sci.* 9:809721. doi: 10.3389/fmars.2022.809721

TAVARES, F., CAROSO, C., TELES, C., Indicadores socioambientais vulnerabilidade das populações e povos da Baía de Todos os Santos. In: Vanessa Hatje; Jailson Bittencourt de Andrade; Lys Maria Vinhaes Dantas. (Org.). Baía de Todos os Santos: Avanços nos estudos de longo prazo. 1ed. Salvador: EDUFBA.2018.

THOMPSON, R. C., SWAN, S. H., MOORE, C. J. & VOM SAAL, F. S. (2009). Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364:1973–1976.

THOMPSON, R.C., OLSEN, Y., MITCHELL, R.P., DAVIS, A., ROWLAND, S.J., JOHN, A.W.G., MCGONIGLE, D., RUSSELL, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 80, 304e838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>.

UNEP (United Nations Environment Programme), 2020. Out of the Blue: The Value of Seagrasses to the Environment and to People. UNEP, Nairobi.

VAN DAM, J.W., NEGRI, A.P., UTHICKE, S., MUELLER, J.F., 2011. Chemical pollution on coral reefs: exposure and ecological effects. In: Sánchez-Bayo, Francisco, Brink, Paul J. van den, Mann, Reinier M. (Eds.), In Book: Ecological Impacts of Toxic Chemicals, Chapter-9, pp. 187–211.

WANG, J., WANG, M., RU, S., LIU, X., 2019. High levels of microplastic pollution in the sediments and benthic organisms of the South Yellow Sea, China. *Sci. Total Environ.* 651, 1661e1669. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.007>.

ZETTLER, E.R., MINCER, T.J., AMARAL-ZETTLER, L.A., 2013. Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7137–7146. <https://doi.org/10.1021/es401288x>.