

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
CECÍLIA CAROLINE VIEIRA NUNES MASSIGNANI

CARACTERIZAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NA ZONA
PÓS-PRAIA EM PRAIAS ARENOSAS DO LITORAL DO PARANÁ

PONTAL DO PARANÁ

2022

CECÍLIA CAROLINE VIEIRA NUNES MASSIGNANI

CARACTERIZAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NA ZONA
PÓS-PRAIA EM PRAIAS ARENOSAS DO LITORAL DO PARANÁ

Trabalho apresentado como requisito parcial
à obtenção do grau de bacharel no curso de
graduação em Oceanografia. Setor de
Ciências da Terra. Universidade Federal do
Paraná.

Orientação: Prof. Dra. Renata Hanae Nagai

PONTAL DO PARANÁ

2022



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ATA DE REUNIÃO

TERMO DE APROVAÇÃO

Cecília Caroline Vieira Nunes Massignani

“CARACTERIZAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NA ZONA PÓS-PRAIA EM PRAIAS ARENOSAS DO LITORAL DO PARANÁ”

Monografia aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharela em Oceanografia, da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos membros:

Profa. Dra. Renata Hanae Nagai

Profa. Orientadora - CEM/UFPR

Prof. Dr. Maikon Di Domenico

Centro de Estudos do Mar - UFPR

Yan Weber Mesquita

Mestrando PGSISCO - CEM/UFPR

Pontal do Paraná, 05 de maio de 2022



Documento assinado eletronicamente por **RENATA HANA E NAGAI, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 06/05/2022, às 13:29, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **YAN WEBER MESQUITA, Usuário Externo**, em 06/05/2022, às 15:24, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **MAIKON DI DOMENICO, COORDENADOR(A) DE CURSO DE GRADUACAO (CURSO DE OCEANOGRAFIA) - PP**, em 06/05/2022, às 16:24, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida [aqui](#) informando o código verificador **4472007** e o código CRC **170DE421**.

*A todos os que contribuíram de alguma forma para a realização
deste trabalho, e principalmente, ao meu filho Caetano.*

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Renata Nagai, pela confiança, paciência e dedicação ao desenvolvimento deste trabalho. Obrigada por me apoiar, me incentivar, entender minhas limitações e dificuldades. Também por ser uma grande inspiração enquanto mulher, cientista e pesquisadora. Você fez toda a diferença para a minha formação profissional e pessoal.

Ao Yan, Giovanna, Renata, Ítalo, Ana, Rafa e Ju pelo apoio e parceria nas coletas de campo. E também a Anny, Manu, Yan, Catherine, Ick e Maikon pelo apoio intelectual, e todas as contribuições para que este trabalho pudesse ser desenvolvido.

Ao PROBEM e a PRAE pelo auxílio financeiro durante todos estes anos.

A todo o corpo docente e servidores do Centro de Estudos do Mar (CEM) pelo acolhimento, conhecimento adquirido e vivências em campo, ao longo da minha trajetória acadêmica. Em especial aqui, ao Prof. Carlos Soares e ao Lamour que tornaram meu caminho enquanto mãe universitária um pouco mais leve. Aos Professores Daniel, Lilian e Naína pela conduta humanizada e acolhedora ao longo da minha gestação e dos momentos em que tive que levar o Cae para sala de aula.

À lully, Marcela, Allana e Mariel por terem aberto caminhos enquanto mães e universitárias e por serem para mim, um exemplo de representatividade. Sempre que me faltavam forças ao longo dessa jornada dentro do CEM, eu pensava em vocês.

Ao Heitor, Anny, Ilara, Jenni, Andi, Aika, Marina, Caio, lully, Steph, Cath, Digo, Rachel, minha vó – Cecilia, por serem minha rede de apoio em alguns momentos e se disporem a cuidarem do Cae nas diversas vezes em que precisei me dedicar a faculdade.

À todas as amigas que compartilharam o mesmo teto comigo nessa trajetória - Amanda, Ândrea, Daya, Duda, Anny, Ny por todos os bons momentos vividos. Vocês me ensinaram muito sobre a vida.

Aos amigos que me acolheram e propiciaram diversos momentos maravilhosos em Pontal - fins de tarde, bazares, chás e muitas risadas. À Drica, minha grande amiga, por tantos ensinamentos sobre a vida, e por me apoiar tanto, em tudo que eu me dispunha a fazer. À Bru e Will, por me trazerem outras perspectivas sobre a vida, a terra e a (r)existência nessa grande "Pontales". Aos queridos amigos Diulie e Rafa por me inspirarem nessa busca por um mundo mais consciente e sustentável. A Gio, Anny e Manu pelo apoio emocional, especialmente na reta final deste trabalho.

À minha família, por sempre me apoiarem e me incentivarem a ir em busca dos meus sonhos. Em especial, aos meus avós pelas longas chamadas de vídeo. A minha mãe, por ter me dado a vida e me incentivado a ir em busca dos meus sonhos. Aos meus irmãos. Vocês são a minha base.

À Elsie e ao Renè por todo apoio nos últimos anos. Obrigada pelas conversas, pelo incentivo e por estarem sempre dispostos a nos ajudar com o Cae ou em quaisquer outras demandas.

Ao Ick, meu grande companheiro da vida, por me incentivar, me ouvir e me apoiar. Por ser meu “revisor” e motivador” de escrita. Por todo apoio emocional e por partilhar comigo o cuidado diário com nosso filho.

Ao meu “peixinho”, Cae. Por me ensinar tanto, tanto sobre a vida e o seu real valor. Ensinar que eu consigo ir além, quando eu acho que já não sou capaz. A me fazer olhar com olhos atentos para o que importa. Você foi minha grande motivação para realização deste trabalho.

A Deus, e a egrégora que sustenta a vida.

“A ideia de que o mundo está acabando, é uma ótima desculpa para não fazermos nada. É mais fácil acreditarmos que o mundo que estamos vivendo pode acabar, do que que nós sejamos capazes de introduzir mudanças nesse mundo. Que é de uma cretinice escandalosa. Além da preguiça e da falta de coragem, denuncia um cretinismo. Que seria um empobrecimento do espírito. Nós temos que ser capazes de mudar o mundo que estamos habitando. Principalmente quando sabemos os danos que estamos causando pela maneira de estarmos aqui. Não é por estarmos aqui. Essa casa comum é um lugar maravilhoso pra gente coabitar com todos os outros seres que nela residem. Nós somos bem vindos aqui. Mas não é bem-vindo o modo de estarmos aqui. Estamos do jeito errado aqui na Terra.”

Ailton Krenak

RESUMO

Microplásticos (MPs) são partículas sintéticas sólidas de tamanho entre 1 µm e 5 mm que se dispersam e acumulam facilmente no ambiente. Estas partículas têm potencial de afetar negativamente a biota marinha e, por isso, representam uma preocupação ambiental global. A presença de MP foi relatada em diversos ambientes, com os sedimentos de praias arenosas um dos principais compartimentos de depósito e acúmulo destas partículas. No litoral do Paraná, a abundância e distribuição de MPs ainda é pouco conhecida; no entanto, estudos recentes apontam para a presença destas partículas em praias estuarinas e oceânicas. Nesse contexto, este trabalho tem como objetivo principal analisar a distribuição e deposição de MPs no litoral do Paraná, buscando identificar padrões de acúmulo dos MPs no sedimento superficial da zona pós-praia e compreender quais condições ambientais contribuem para a deposição destas partículas nestas praias. Para isso, quatro praias arenosas do litoral do Paraná foram amostradas - Pontal do Sul, Praia de Leste, Guaratuba Brava e Guaratuba Central. As amostras foram coletadas ao longo de um transecto de 100 m, em 6 campanhas de amostragem e foram investigadas quanto ao seu conteúdo de microplásticos (tamanho de 1 a 5 mm). Os MPs foram caracterizados quanto a sua morfologia e cor, visualmente com auxílio de um estereomicroscópio, e sua distribuição espacial e temporal foi avaliada. No total foram encontrados 1.089 itens de MP, que variaram de 5 a 127 itens por quilograma de sedimento seco (MP d.w. kg⁻¹). Fragmentos (43,5%) e espumas (39,3%) e foram os principais morfotipos encontrados, enquanto, as cores branco (41,1%), transparente (29%) e amarelo (8,4%) foram predominantes. Em todas as praias amostradas, foram identificados MP de coloração “*yellowing*” (2,9%), indicando um longo tempo de permanência destas partículas no ambiente. Os resultados sugerem que praias com maior antropização e com tendência de acreção sedimentar apresentam maior abundância de MP. O que não implica em diferenças significativas na abundância de MP encontrada entre praias amostradas. Ainda, a maior concentração de MP ao longo dos transectos amostrados na zona pós-praia parece refletir o sentido de propagação de correntes de deriva longitudinal. Foi possível avaliar a influência da passagem de um sistema frontal na abundância e distribuição de MP na praia de Pontal do Sul. Os resultados apontam para maior abundância de MP (até 5x) e variedade de morfotipos após a passagem da frente fria. No entanto, trabalhos futuros devem avaliar melhor o efeito de mudanças nas condições meteoceanográficas na abundância e distribuição de MP no litoral do Paraná.

Palavras-chave: microplásticos; morfodinâmica praial; sistemas frontais; supralitoral; Sul do Brasil.

ABSTRACT

Microplastics (MPs) are solid synthetic particles ranging from 1µm to 5mm in size that easily disperse and accumulate in the environment. These particles can negatively affect marine biota and, therefore, are a global environmental concern. Their presence has been recorded in several environments, being mainly deposited and accumulation in sediments of sandy beaches. On the coast of Paraná, MPs abundance and distribution are still little known, however recent studies indicate their presence in estuarine and oceanic beaches. From this perspective, the main goal of this study is to assess the distribution and deposition of MPs on the coast of Paraná, aiming at identifying accumulation patterns of MPs in the supralittoral and understanding which environmental conditions might contribute to the deposition of these particles. To that end, four sandy beaches from the coast of Paraná were sampled – Pontal do Sul, Praia de Leste, Guaratuba Brava, and Guaratuba Central. Samples were obtained from a 100m transect during 6 sampling campaigns and were assessed as to their microplastics (size 1 to 5mm) content. MPs were visually characterized according to morphology and color using a stereomicroscope, and their spatial and temporal distribution were evaluated. A total of 773 MP items were found, which varied between 5 to 127 items per kilograms of dry sediment (MP d.w. kg⁻¹). Fragments (43.5%) and foams (39.3%) were the main morphotypes found, while white (41.1%), transparent (29%) and yellow (8.4%) were predominant. In all sampled beaches, yellowing MPs (2.9%) were identified, indicating a persistence of these particles in the environment. Results suggest that beaches with greater anthropization and a tendency of sedimentary accretion have a higher abundance of MPs, which is not linked to significant differences in abundance among sampled beaches. Moreover, the highest concentration of MPs along sampled transects in the sublittoral zone seems to reflect the direction of longitudinal drift currents propagating. It was possible to assess the influence of a cold front system in the abundance and distribution of MPs in Pontal do Sul beach. Results indicate greater abundance of MPs (5-fold difference) and morphotype variety after the cold front passage. However, future studies should further evaluate the effect of shifts in meteoceanographic conditions in the abundance and distribution of MPs in the coast of Paraná.

Key-words: microplastics; beach morphodynamics; marine debris; frontal systems; supratidal/supralittoral zone; south of Brazil.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	8
2. OBJETIVOS.....	10
2.1 OBJETIVO GERAL.....	10
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	10
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	10
3.1 MICROPLÁSTICOS EM PRAIAS ARENOSAS.....	10
3.2 MORFODINÂMICA PRAIAL.....	13
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	14
4.1 AREA DE ESTUDO.....	14
4.2 COLETA DAS AMOSTRAS.....	16
4.3 ANÁLISE DOS DADOS.....	19
5. RESULTADOS.....	20
5.1 MPS NAS PRAIAS DE PONTAL DO SUL, PRAIA DE LESTE E GUARATUBA.....	20
5.2 VARIAÇÃO TEMPORAL DE MPS NA PRAIA DE PONTAL DO SUL.....	25
6. DISCUSSÃO.....	29
6.1 MP NA ZONA PÓS-PRAIA DO LITORAL DO PARANÁ: DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E FATORES INFLUENCIADORES.....	29
6.2 INFLUÊNCIA DA PASSAGEM DE SISTEMAS FRONTAIS NA DEPOSIÇÃO DE MP NA ZONA PÓS-PRAIA DA PRAIA DE PONTAL DO SUL, LITORAL DO PR.....	34
7. CONCLUSÃO.....	37
8. REFERÊNCIAS.....	39

1. INTRODUÇÃO

A partir da década de 1950 o setor industrial começou a produzir plástico em larga escala, motivado pelas inúmeras aplicações deste material e pelo aumento na exploração de uma de suas matérias-primas - o petróleo. A utilização e dependência pelo uso de materiais plásticos pela sociedade é crescente (HALE et al., 2020). Segundo a Associação *Plastics Europe* (2020), somente no ano de 2020, a produção de plástico correspondeu a cerca de 367 milhões de toneladas. Apesar do plástico representar uma boa alternativa para a fabricação de insumos, algumas de suas características como o longo tempo de decomposição e o alto potencial cumulativo e dispersivo, resultam em uma problemática de poluição global.

Em 2018, o Brasil fabricou 8,3 milhões de toneladas de materiais plásticos, o que corresponde a 57% do volume que é produzido na América do Sul (ABIPLAST, 2019). Apenas 1,3% do plástico produzido no país é reciclado, o que faz com que haja um alto potencial de contaminação ambiental por esses resíduos (WWF, 2019). Grande parte dos insumos plásticos produzidos pelos seres humanos acaba sendo introduzido no oceano, incorporados através dos ciclos biogeoquímicos. Estima-se que o aporte de plásticos no oceano esteja compreendido entre 8 e 14 milhões de toneladas ao ano (HARRIS, 2020). Neste contexto, houve um maior interesse da comunidade científica no entendimento dessa problemática ambiental global.

Os produtos de origem plástica podem ser classificados com base em diferentes características. Com relação ao tamanho, os plásticos se dividem em três principais classes: microplásticos (MP) (1 μm a 5 mm) (DESFORGES et al., 2015), mesoplásticos (5mm a 25mm) e macroplásticos ($\geq 25\text{mm}$) (LEE et al., 2013). Os MP são comumente classificados em grupos de acordo com o seu morfotipo: fragmentos, fibras, filmes, espumas e pellets (ANDERSON et al., 2017). Variam em sua composição de acordo com os diversos polímeros derivados do petróleo que os compõem. Os mais utilizados em seu processo de fabricação são o polietileno (PE), polipropileno (PP), poliamida (PA), poliestireno (PS), poliuretano (PUR), polietileno tereftalato (PET) e polivinil clorado (PVC) (HIDALGO-RUZ et al., 2012; VAN CAUWENBERGHE et al., 2015; PITT et al.,

2018). Os MPs podem ainda ser classificados como partículas compreendidas na transição de tamanho entre os macrodetritos e os nanomateriais (<1 µm) (HALE et al., 2020). Com relação à origem, os MPs podem ser divididos entre primários, partículas plásticas manufaturadas (COLE et al., 2011) (pellets); e secundários, quando advindas da fragmentação de porções maiores (SHIM et al., 2018) através de processos químicos ou mecânicos (AUTA et al., 2017) e de degradação biológica (BROWNE et al., 2007). Os de origem primária possuem normalmente o formato esférico, sendo a matéria prima para a produção industrial de produtos de higiene, limpeza, dentre outros (HIDALGO-RUIZ et al., 2012).

As principais fontes de aporte de MP para o ambiente marinho são os sistemas fluviais (cerca de 80%) e fontes autóctones (cerca de 20%), como produtos secundários de petrechos de pesca (RITCHIE & ROSER, 2020). Os MP têm sido encontrados em todos os ambientes costeiros e oceânicos, desde estuários (BROWNE et al., 2010) e praias arenosas (TURRA et al., 2014) ao gelo do Mar Ártico (PEEKEN et al., 2018) e Antártico (WALLER et al., 2017), cordilheiras meso-oceânicas (ALLEN et al., 2019), ilhas oceânicas (Ivar do Sul et al., 2009) e, também, nas zonas mais profundas do oceano, nas fossas submarinas (JAMIESON et al., 2019). Estima-se que cerca de 10% de todos os resíduos plásticos que chegam ao oceano permanecem em suspensão próximo à superfície (HARRIS, 2020), destes, 95% podem ser classificados como MP (LAW, 2017).

Diante da iminente problemática relacionada à presença de MPs no ambiente marinho, e no contexto da Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável, com foco no ODS 14, o primeiro passo na busca por um oceano limpo, é o conhecimento do atual cenário ao qual estamos inseridos, bem como a compreensão das fontes, destinos e sumidouros dos poluentes. Neste sentido, este trabalho busca investigar a ocorrência destas partículas no litoral do Paraná, numa primeira tentativa de avaliar a presença e abundância destes poluentes emergentes nesta região, bem como entender fatores que influenciam na sua distribuição. Os resultados aqui gerados têm potencial de auxiliar na elaboração de estratégias mais eficientes para

alcançarmos “o oceano que precisamos, para o futuro que queremos” (UNESCO, 2019).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo avaliar os fatores que influenciam a presença, abundância e distribuição de microplásticos em sedimentos superficiais da zona de pós-praia de quatro praias arenosas no litoral do Paraná.

2.2 Objetivos específicos

- I. Determinar a presença e abundância de MP nos sedimentos superficiais depositados na zona pós-praia de praias arenosas do litoral do PR, por meio da coleta, identificação, quantificação e classificação em morfotipos de MP;
- II. Avaliar diferenças na distribuição espacial de MP, comparando os resultados encontrados nas diferentes praias do litoral do Paraná;
- III. Avaliar diferenças na distribuição temporal de MP, comparando os resultados encontrados na praia de Pontal do Sul, sob influência da passagem de um sistema frontal;
- IV. Identificar e caracterizar potenciais fatores que influenciam no padrão de distribuição dos MPs no pós-praia do litoral do Paraná.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Riscos associados a presença dos microplásticos no ambiente marinho

Os riscos dos MP como poluentes, estão associados à sua onipresença e tamanho, sendo facilmente ingeridos por uma ampla gama de organismos que podem sofrer danos físicos e toxicológicos (LAW e THOMPSON 2014, BOTTERELL et al. 2019). A ingestão de MP por organismos é amplamente

registrada na literatura para diversos grupos de organismos, como mamíferos marinhos (HERNANDEZ-GONZALEZ et al., 2018), peixes (BAALKHUYUR et al., 2018; CHAGNON et al., 2018), aves (PROVENCHER et al., 2018; THIEL et al., 2018), bivalves (NAIDU, 2019; FERREIRA, 2021), entre outros. Destaca-se que existe uma relação entre o tamanho do organismo e o risco potencial de ingestão de MP, organismos menores tendem a apresentar maior risco de ingestão (WRIGHT et al., 2013).

Os MP podem ainda ser colonizados por uma série de organismos, atuando como potenciais facilitadores na dispersão de espécies invasoras e de patógenos (bactérias, algas e invertebrados) (KIRSTEIN et al., 2016; NAIK et al., 2019). Além disso, devido à sua característica hidrofóbica, podem adsorver metais e outros contaminantes presentes no ambiente (RIOS et al., 2007), ampliando sua transferência ao longo da cadeia alimentar (GUZZETTI et al., 2018), o que pode representar uma ameaça à saúde humana. Ademais, os MP depositados nos sedimentos alteram a transferência de calor no ambiente, resultando em aquecimento mais lento do substrato e, conseqüentemente, diminuindo a temperatura máxima dos sedimentos (CARSON et al., 2011).

Diante da iminente problemática causada pela poluição por MP ao redor do mundo, a comunidade científica tem concentrado esforços em estudos que visam caracterizar sua presença, distribuição e abundância nas regiões costeiras. Segundo Alvarez-Zeferino et al. (2020), somente no ano de 2018, buscas no ScienceDirect utilizando as palavras “microplásticos” + “areia” retornaram um total de 67 novos artigos publicados em periódicos. Tal preocupação, que vem cada vez mais à tona principalmente nos ambientes praias, pode se dever ao fato de estas serem regiões comumente utilizadas para fins turísticos e recreacionais, sendo inclusive proposta a relação da presença de microplásticos nas praias com as atividades humanas (SHIM et al., 2018).

3.2 Microplásticos em praias arenosas

Encontrados majoritariamente nas linhas de costa bem como em águas costeiras e oceânicas (ASHTON et al., 2010), os materiais plásticos são, então, expostos à radiação ultravioleta (UV) e, através de processos de foto-oxidação tornam-se frágeis (YOUSIF e HADDAD, 2013), podendo se fragmentar em MPs. Nestes ambientes, a geomorfologia e os eventos de ressaca, são fatores que

podem influenciar os padrões de deposição dos plásticos nas praias (FALCÃO e SOUZA, 2014; LOZOYA et al., 2016). Alguns autores indicam ainda que o sentido de orientação da praia e a direção de incidência dos ventos e das correntes marinhas podem favorecer o acúmulo de MPs nos sedimentos (BROWNE et al., 2010; BATZAN et al., 2014; KIM et al., 2015).

No Brasil, os primeiros estudos realizados sobre MP datam da década de 1970, sendo que Gomes (1973) publicou a primeira pesquisa em matriz sedimentar. Desde então, muitos trabalhos foram desenvolvidos, concentrados principalmente em estudos voltados à biota (CASTRO et al., 2018), ainda que as características morfodinâmicas das praias arenosas as tornem em um dos principais destinos dos MP (TURRA et al., 2014). Os principais trabalhos voltados para a matriz sedimentar foram realizados nas regiões Sudeste e Nordeste (e.g. SUL et al., 2009; MOREIRA et al., 2015; PINHEIRO et al., 2019). Em relação à fonte de MP, Ivar do Sul & Costa (2013) e Turra et al. (2014) defendem que a pesca, o turismo e a ocupação urbana, são algumas das principais fontes destas partículas para a zona costeira brasileira, podendo ser intensificadas por atividades portuárias e industriais.

Uma vez que as partículas plásticas são sólidos transportados na forma de matéria, seu comportamento assemelha-se ao de partículas sedimentares (HARRIS, 2020). Neste sentido, partículas plásticas e sedimentares que apresentam características físicas e hidráulicas equivalentes devem apresentar os mesmos padrões deposicionais (KANE e CLARE, 2019). Características hidráulicas equivalentes dizem respeito ao formato, tamanho e densidade de partículas plásticas e o que ocorre naturalmente para partículas sedimentares com atributos semelhantes (HARRIS, 2020). Podem ainda ser comparáveis à matéria orgânica particulada (MOP) - como madeiras, folhas e detritos de algas marinhas - no que diz respeito à sua faixa de densidade (0,9 a 1,4 g/cm³ para partículas plásticas e 0,9 a 1,3 g/cm³ para MOP) (HARRIS, 2020), sendo descrita a relação entre o tamanho de partículas plásticas e a energia de ondas e correntes (LING et al., 2017, ENDERS et al., 2019).

No Litoral do Paraná, a maior parte dos estudos sobre poluentes plásticos, se concentram em componentes macrodetriticos (>5 mm). Em estudos conduzidos ao longo do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), Possatto et al. (2015) analisaram a presença de detritos marinhos e reportam que 92,4% do

material encontrado era composto de macrodetritos plásticos. Já Krelling et al. (2017), utilizaram um modelo hidrodinâmico para avaliar a abundância e distribuição de lixo marinho, indicando o CEP como um “sumidouro de detritos marinhos”. Ainda, Krelling e Turra (2019) analisaram a influência de condições meteoceanográficas na distribuição de macrolixo (>25 mm) encontrados nas praias, reportando, também, uma alta ocorrência de macroplástico (74,8%). Recentemente Nunes et al. (2021) buscaram relacionar a presença de detritos marinhos encontrados nas praias de Pontal do Paraná com o conteúdo detrítico estomacal de *C. mydas*, e encontraram mais de 40 mil itens ao longo de 109 expedições.

O primeiro estudo publicado no litoral do Paraná envolvendo MP, foi realizado por Moreira et al. (2016). Estes autores avaliaram a presença de pellets nos sedimentos depositados na zona entre marés no balneário de Pontal do Sul, e observaram uma alta variabilidade quantitativa em pequenas escalas temporais (como os ciclos de maré). Gorman et al. (2019) encontrou associação entre pellets e contaminantes orgânicos nas praias do litoral do Paraná, e Vieira et al. (2021) encontrou MP em ostras (*Crassostrea gasar*) do CEP. Ainda, no CEP, Mengatto e Nagai (2022) reportam a presença de MP em praias arenosas estuarinas, mostrando a presença destas partículas até mesmo em regiões não urbanizadas e em área de proteção ambiental.

3.2 Morfodinâmica praial

A zona costeira agrega uma diversidade de ambientes cuja dinâmica é regida por uma combinação de processos de origem marinha e continental (CROSSLAND et al., 2005). Diversas feições morfológicas podem ser encontradas ao longo da zona costeira, como costões rochosos, marismas, manguezais, falésias, entre outras. No entanto, um dos ambientes característicos mais abundantes nestas regiões são as praias arenosas. O ambiente praial é definido como um local de deposição de sedimentos inconsolidados (SHORT, 1999). Nestes locais, a morfodinâmica está condicionada à interação de processos hidrodinâmicos (como ventos, ondas e marés) e os sedimentos, através de um equilíbrio dinâmico (SHORT et al., 2013), em um sistema de retroalimentação constante. Tais forçantes, a depender de

suas escalas espaço-temporais de atuação, agem modificando os perfis transversais da praia (SUGUIO, 2003).

Como resultado de características morfológicas e hidrodinâmicas, surgem as zonações das praias, subdivididas de acordo com o tempo e a intensidade dos processos atuantes em determinadas zonas (fácies) da praia: pós-praia (*backshore*), antepraia (*foreshore*) e litorânea (*shoreface*) (SUGUIO, 2003). A zona do pós-praia, também denominada supralitoral, é classificada como a região superior do ambiente praial. Tem como limite superior a vegetação costeira/terrestre e o limite inferior é demarcado pelo início da região antepraia, a qual é delimitada pela linha de maré alta. Essa região, é permanentemente influenciada pela ação dos ventos, já que permanece exposta boa parte do tempo. Por conta da sua localização, a pós-praia sofre pouca influência da ação de ondas em curto espaço de tempo (SHORT, 1993), sendo estas mais atuantes em eventos extremos de tempestades e ressacas, e também nas marés de sizígia. (HEFEL, 1998; SUGUIO, 2003; VALENTIN e MUELBERT, 2015).

Ambientes praias têm como principal agente modificador do seu equilíbrio dinâmico as ondas (QUADROS et al., 2007). Alguns eventos meteoceanográficos podem ainda influenciar na energia dinâmica deste ambiente (intensidade e frequência), provocando alterações em sua morfologia. No litoral do Paraná a dinâmica costeira é influenciada principalmente pela incidência de sistemas frontais, mais intensos no período de inverno, que favorecem a agitação marítima, resultando na erosão da porção emersa da praia (QUADROS, et al 2007). No entanto, ações antrópicas, como dragagens, urbanização e realização de obras costeiras, podem atuar de maneira conjunta com as forçantes naturais, intensificando processos erosivos (LAMOUR e SOARES, 2008; KOERNER et al., 2013).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O litoral do Paraná possui 98 km de extensão de costa, se estende desde a Barra do Ararapira, ao norte, até a Barra do Saí, ao sul, com direção nordeste-sudoeste, totalizando 6.057 km² de praias arenosas (Figura 1) (QUADROS et al.,

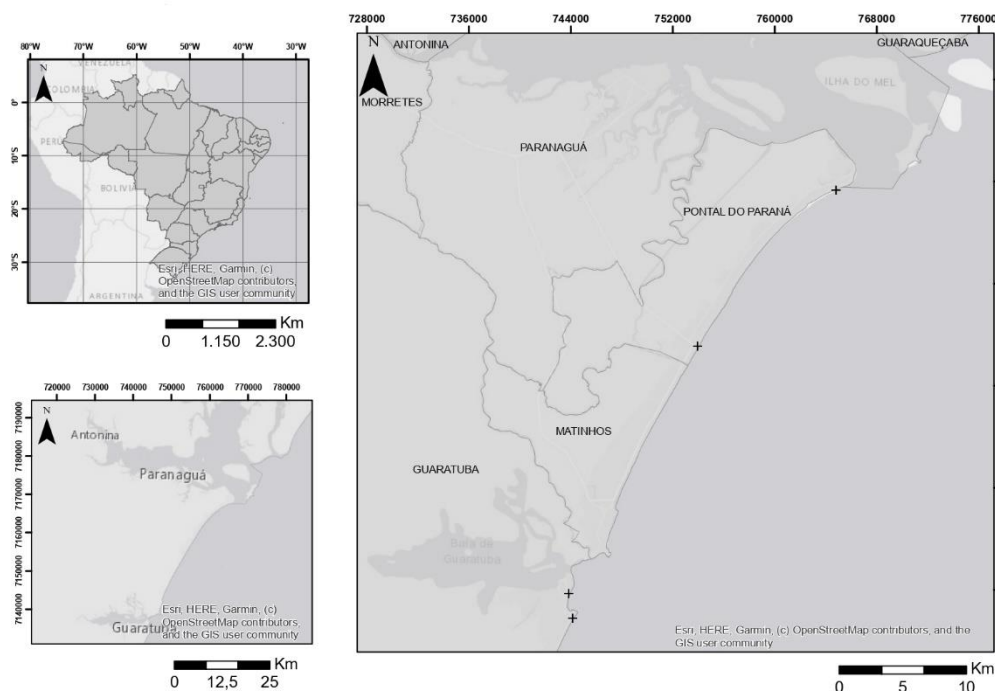
2007). O litoral possui ainda dois sistemas estuarinos, o CEP, em sua porção Norte, composto por diversas baías e que inclui as cidades portuárias de Paranaguá e Antônia, e a baía de Guaratuba ao Sul.

As praias paranaenses podem classificadas em dois tipos principais, praias oceânicas ou de mar aberto (dominadas por ondas e correntes geradas por ondas) e ainda um terceiro tipo - praias de desembocadura estuarina, com influência adicional de correntes de maré (QUADROS et al., 2007). A morfodinâmica praias varia sazonalmente, predominando o estágio intermediário e dissipativo (SOARES, 1997; QUADROS, 2002). Os sedimentos das praias são constituídos de areias finas e médias bem selecionada, constituídas principalmente por quartzo e teores variáveis de carbonato e minerais pesados (ANGULO et al., 1992; ANAGULO, 2004).

O regime de ondas na plataforma interna é dominado por dois padrões distintos, com influência de ventos de E/NE do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul no sentido ENE (PORTOBRÁS, 1983), e da passagem de sistemas frontais e de ciclones extratropicais, com ventos de S/SW (NEMES e MARONE, 2013). O regime de marés é classificado como de micromarés semidiurna, com preamares e baixa-mares com alternância de 6 horas e amplitude máxima de em média 1,5 m (MARONE et al., 1997).

As principais atividades econômicas da região estão associadas à pesca e ao turismo, atividades que contribuem e são afetadas direta e indiretamente pela poluição do plástico no ambiente marinho-costeiro. Além destas atividades, o litoral do Paraná abriga um porto graneleiro localizado no interior do CEP, sendo este, um dos principais portos do Brasil, o que pode colaborar com o aporte de MPs primários e secundários para esta região. Dentre as principais praias continentais do litoral paranaense, encontram-se as praias de Pontal do Paraná, Matinhos e Guaratuba.

FIGURA 1 – Área de estudo: litoral do Paraná, Paraná, Brasil. Os Pontos de coleta estão em destaque.



4.2 Coleta das amostras

As campanhas amostrais foram realizadas em quatro praias arenosas do litoral do Paraná, localizadas nos municípios de Pontal do Paraná (balneário Pontal do Sul e Praia de Leste) e Guaratuba (praia Central e Brava) (Figura 2a), durante o 1º semestre do ano de 2021 (Tabela 1). Duas abordagens foram adotadas a fim de possibilitar a compreensão dos padrões de deposição dos MPs em escala espacial e temporal. Para a avaliação em escala temporal, foram realizadas campanhas somente no balneário de Pontal do Sul – Pontal do Paraná. Para tal, três momentos distintos foram adotados, os quais abrangeram cenários da praia em condições “normais” (PSI), e outras duas antes e após a incidência de um sistema frontal (pré (PSP) e pós (PSF) com seis dias de diferença entre cada amostragem. Já para a avaliação em escala espacial, somente uma das campanhas realizadas no balneário de Pontal do Sul foi considerada – PSP (por ter sido realizada em data mais próxima às campanhas das demais localidades) – além da campanha de Praia de Leste (PL), também

no município de Pontal do Paraná e Praia Central (GC) e Praia Brava (GB) no município de Guaratuba.

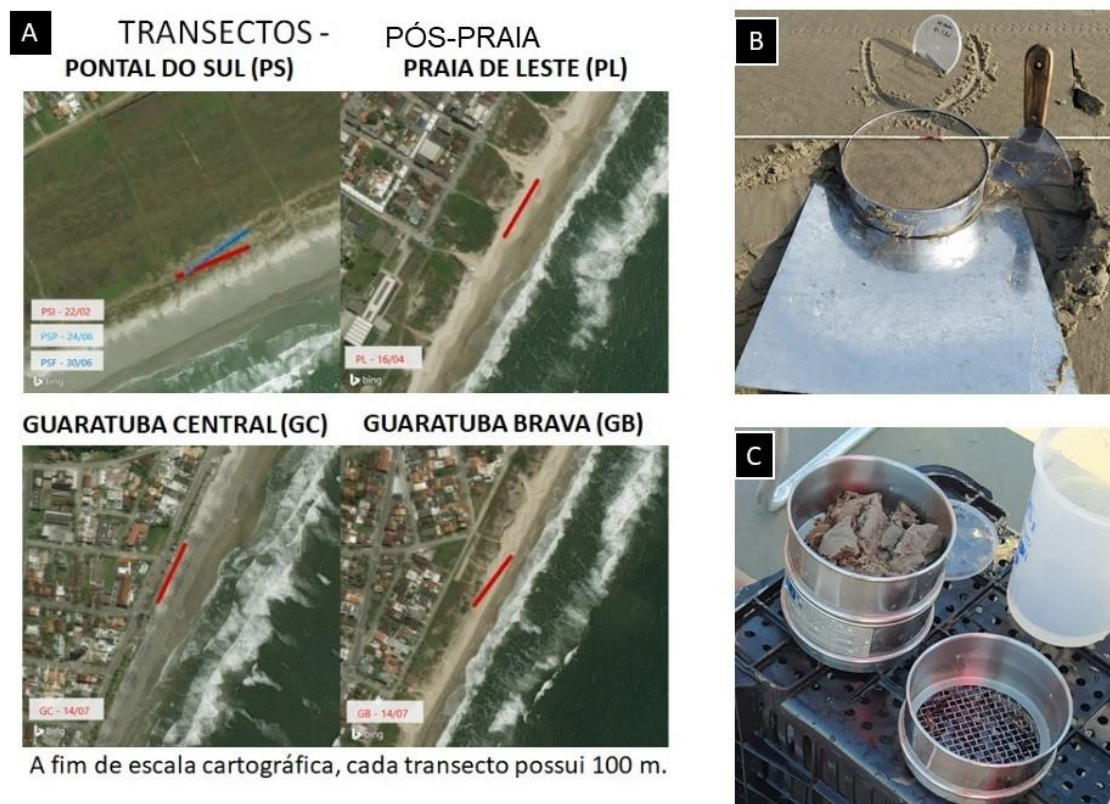
TABELA 1 – Locais, data e coordenadas dos pontos de coleta.

Campanha	Local de coleta	Data	Latitude (°S)	Longitude (°W)
1	Pontal do Sul	22/02/2021	-25,5878	-48,36343
2	Praia de Leste	16/04/2021	-25,7002	-48,469271
3	Pontal do Sul	24/06/2021	-25,5878	-48,36343
4	Pontal do Sul	30/06/2021	-25,5878	-48,36343
5	Praia Central	12/07/2021	-25,8769	-48,56646
6	Praia Brava	14/07/2021	-25,8940	-48,56300

As amostras foram coletadas ao longo de um transecto transversal de 100 m, na zona pós-praia, identificada como o limite superior da face praial e o início da zona da restinga. Com o objetivo de padronizar o local de coleta, definimos a zona supralitoral como estando localizada a aproximadamente 1 metro abaixo da linha de vegetação. O transecto, foi demarcado por um cabo, em 10 pontos distintos selecionados aleatoriamente, seguindo a metodologia proposta por Alvarez-Zeferino et al. (2020) (Figura 2b). Os primeiros 5 cm do sedimento foram coletados com o auxílio de aro cilíndrico de aço inoxidável (20 cm de diâmetro x 5 cm de altura) e uma chapa de aço galvanizado (Figura 2c). Durante a coleta, todos os equipamentos foram limpos em água do mar para evitar possíveis contaminações entre pontos amostrais.

No campo, 6 amostras tiveram seu volume reduzido, com peneiramento à úmido com água do mar previamente peneirada (malha 250 μm) utilizando duas peneiras de malhas de 1 e 5 mm (Figura 2d). O resíduo retido entre as malhas de 1 e 5 mm foram armazenados em potes plásticos até sua triagem e identificação em laboratório. Enquanto as outras 4 amostras, coletadas sem redução de volume no campo, foram armazenadas em marmitas de alumínio, peneiradas a seco no laboratório (5 e 1 mm) para permitir a investigação de MPs na fração menor que 1 mm, por trabalhos futuros.

FIGURA 2. A – Localização dos transectos transversais de 100 m de comprimento em cada praia amostrada. B – Imagem ilustrativa do momento de coleta de uma amostra, é possível observar o cabo marcado, e o aro e chapa de metal utilizados no processo de amostragem. C – Imagem ilustrativa do processo de redução de volume realizado *in situ*, mostrando peneiras de malha 1 e 5 mm sobrepostas.



No laboratório, o material coletado foi colocado em placas de Petri e inspecionado visualmente com o auxílio de um estereomicroscópio (Zeiss Discovery V.8, aumento de 80x), para identificação e separação dos itens de MP de outras partículas como fragmentos vegetais, carbonáticos e outros detritos não plásticos. Em caso de dúvida, os itens selecionados como MP foram submetidos ao teste da agulha quente (DE WITTE et al., 2014). Os MP foram classificados como fragmentos de plástico rígido, espuma, filme, fibra e pellet, seguindo os descritores morfológicos *Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean* (GESAMP, 2019). Os MP foram também classificados como fragmentos de tinta separadamente de fragmentos de plástico duro, seguindo Gaylarde et al. (2021) (Figura 3).

FIGURA 3. Microplásticos identificados e registrados com auxílio do microscópio Zeiss SterEO Discovery V.8, onde: A – Pellet, B – Fragmento, C – Isopor, D – Tinta, E – Filme e F – Fibra.



4.3 Análise dos dados

Os dados foram inicialmente tabulados em planilhas do Excel e sua abundância fora expressa em número total de partículas (itens) e número total de partículas por quilograma de sedimento seco (MP d.w. kg^{-1}). Para permitir a comparação dos nossos dados com outros trabalhos, foi também utilizada e expressa a abundância de MPs por área amostrada (MP. m^{-2}) e o seu volume (MP. m^{-3}), considerando a área e volume do aro de aço inoxidável para cada uma das abordagens, respectivamente.

Posteriormente, os dados foram explorados com o auxílio da estatística descritiva, buscando descrever os resultados obtidos de maneira mais sólida. Foram aplicadas análises de estatística multivariada buscando avaliar a variabilidade dos resultados entre as praias e os pontos de amostragem. Através do software estatístico R (R Development Core Team, 2021), os dados de abundância de MPs (n° de itens e MP d.w. kg^{-1}) foram, inicialmente, submetidos a uma análise de variância (ANOVA). Entretanto, os pressupostos de normalidade, homocedasticidade e heterogeneidade dos nossos dados não foram aceitos. Diante disso, foi utilizada uma análise de variância para dados não-paramétricos (Kruskal-Wallis) e um Post-Hoc (Nemeyini Test) a fim de

identificar possíveis diferenças par-a-par entre as campanhas. O nível de significância adotado para as análises foi de 95%.

5. RESULTADOS

5.1 Variação espacial de MPs nas praias de Pontal do Sul, Praia de Leste e Guaratuba

No total foram encontrados 773 itens de MPs nas praias amostradas do litoral do Paraná. A praia de Guaratuba Central (GC) apresentou o maior número de itens (N = 319 itens), seguida pela Praia de Leste (PL) com 190 itens, Pontal do Sul (PSP) com 145 itens e Guaratuba Brava (GB) 119 itens (Figura 4, Tabela 2). Em relação à abundância de partículas por peso de sedimento seco, GC apresentou o maior valor 127 MP d.w. kg⁻¹ (Tabela 2).

FIGURA 4 – Gráfico de dispersão das praias de Pontal do Paraná - PSP (a) e PL (b) e Guaratuba GC (c) e GB (d). A área com círculos preenchidos em azul indica a abundância em número de itens encontradas ao longo do transecto, onde os valores máximos e mínimos estão evidenciados.

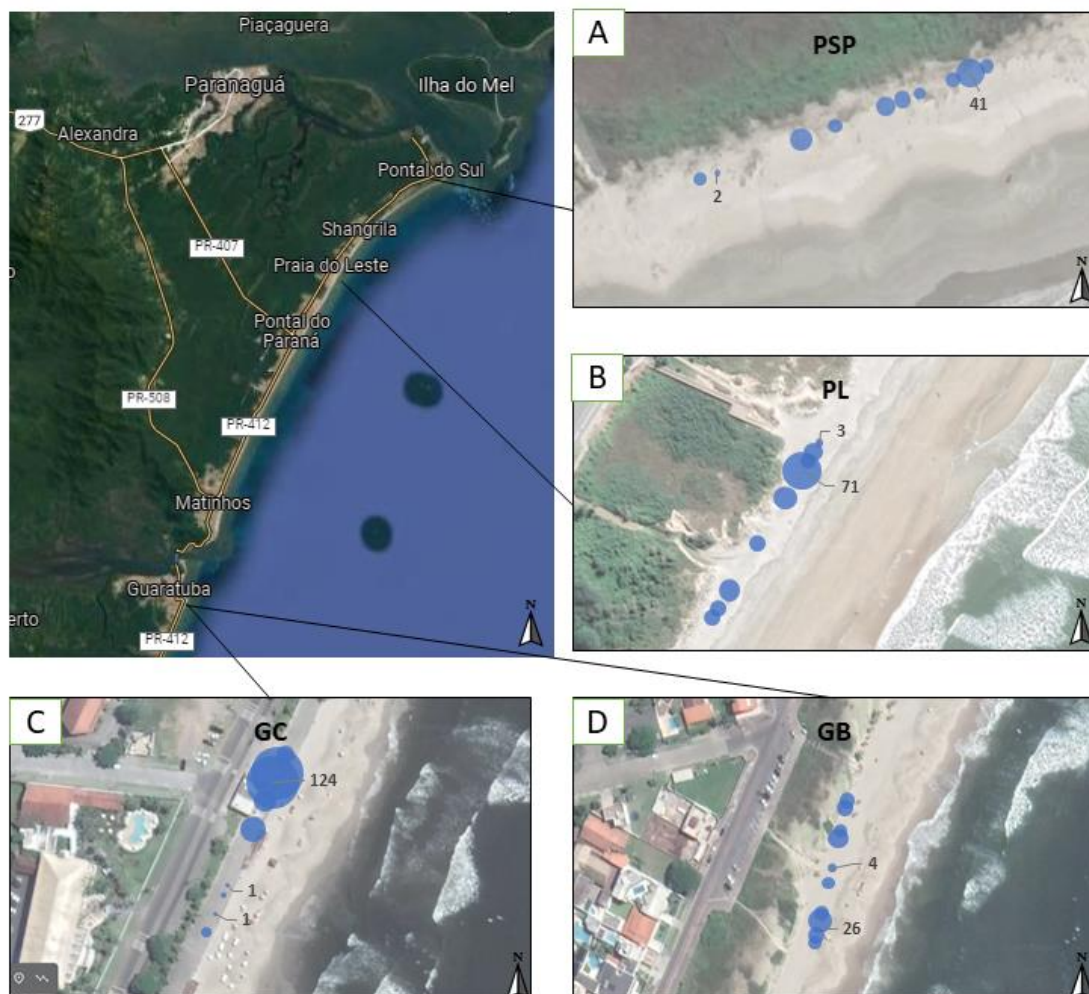


TABELA 2 - Tabela com valores de abundancia de microplásticos apresentados em: itens de microplásticos (N); valores mínimos, médio e maximo; desvio padrão; microplástico por quilo de sedimento seco (MP d.w. kg⁻¹), e microplástico por área em m² e m³. Onde, PSP – Pontal do Sul; PL – Praia de Leste; GC – Guaratuba Central; e GB – Guaratuba Brava.

Praia	N	Min	Med	Max	Desv. Pad	MP d.w. kg ⁻¹	MP/m ²	MP/m ³
PSP	145	2	14,5	41	10,6	66	127,8	2557,1
PL	190	0	19	71	18,9	82	167,5	3350,7
GC	319	0	31,9	124	46,3	127	281,3	5625,7
GB	119	4	11,9	26	5,9	5	104,9	2098,6

As partículas de origem secundária foram as mais abundantes em todas as praias amostradas (Figura 5), sendo representadas majoritariamente pelas espumas (43,5%) e fragmentos (38,2%). No entanto, a representação proporcional destas partículas para as praias de Pontal do Paraná (PSP e PL) e Guaratuba (GC e GB) ocorreram de maneira inversa. Ou seja, em PSP e PL ocorreram mais fragmentos (PSP=59,3%; PL=69,5%) do que espumas (PSP=22,8%; PL=16,3%). Já em GC e GB ocorreram mais espumas (GC= 71,2%; GB= 37,8%) do que fragmentos (GC= 15,4%; GB= 23,5%). Além destes, Guaratuba também apresentou filamentos como um dos morfotipos predominantes (GC= 8,5%; GB= 17,6%). Não ocorreram tintas nas amostras de PL e GC e em PSP e GB ocorreram com baixa representatividade. MP de origem primária (pellets) foram observados em todas as praias amostradas, nas praias localizadas nos municípios de Pontal do Paraná (PSP= 9,7% e PL = 7,9%) e Guaratuba (GC = 3,4% e GC = 15,1%), representam em média 8,7% e 6,6% respectivamente.

Os MPs encontrados no litoral do Paraná possuem cores diversas (Figura 5), com maior ocorrência de MP com cor branca (42,3%), transparente (29,1%), amarela (10,4%) e azul (6,9%). Para as praias de Pontal do Paraná (PSP e PL) as cores que mais ocorreram foram transparente (41,2%), branco (27,8) e azul (12,6%). Já para Guaratuba (GC e GB) as cores que mais ocorreram foram o branco (53,6%), transparente (19,6%) e amarelo (16,7%) As praias de Pontal do Paraná apresentaram maior variedade de cores (N = 11) em relação às praias do município de Guaratuba (N= 8). Não ocorreu, em nenhuma praia MP “multicolor”, as cores laranja, roxo, vermelho e rosa, foram as com menor ocorrência (<1%). Ainda, partículas com coloração “*yellowing*” ocorreram em todas as praias, com maior frequência nas praias GB (5,0%), PSP (3,9%) e PL (2,1%), e com menor frequência em GC (0,3%).

FIGURA 5 – Boxplot dos MP (\log_{10} itens), considerando os diferentes morfotipos encontrados nas praias do litoral do Paraná. Onde, PSP – Pontal do Sul; PL – Praia de Leste; GC – Guaratiba Central; e CB – Guaratuba Brava.

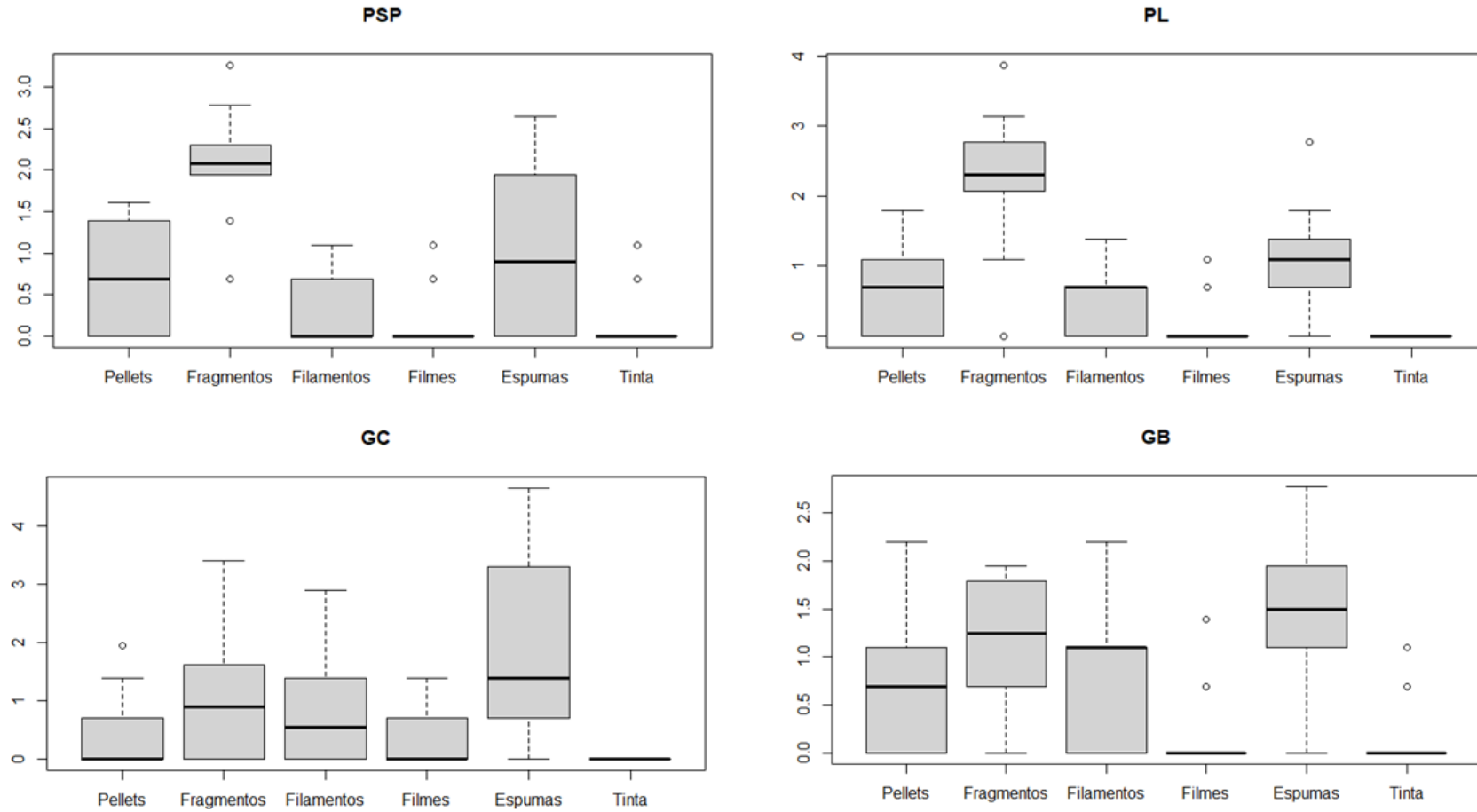
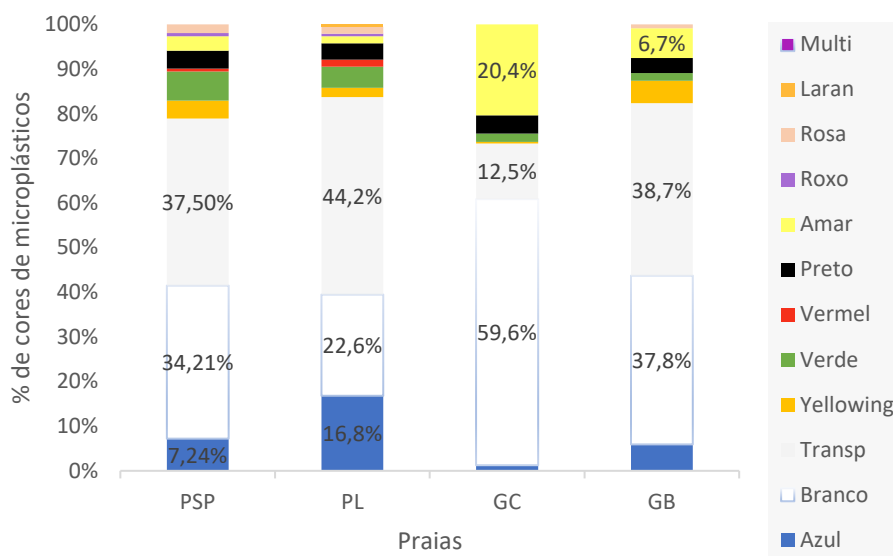


FIGURA 6 – Gráfico com abundância de cores de MPs, representadas em porcentagem (%), presentes nas amostras das praias do litoral do Paraná. Onde, PSP – Pontal do Sul; PL – Praia de Leste; GC – Guaratiba Central; e GB – Guaratuba Brava. Os percentis máximos de cada praia estão evidenciados no gráfico.



Os resultados do teste Kruskal-Wallis demonstram que não existem diferenças significativas na abundância de MPs entre as praias amostradas, ao se considerar o número de MPs (p-value = 0.8552, chi-squared = 0.77582 e df=3) e MP d.w. kg⁻¹ (p-value = 0.722, chi-squared = 1.3303, df = 3) (Tabela 3).

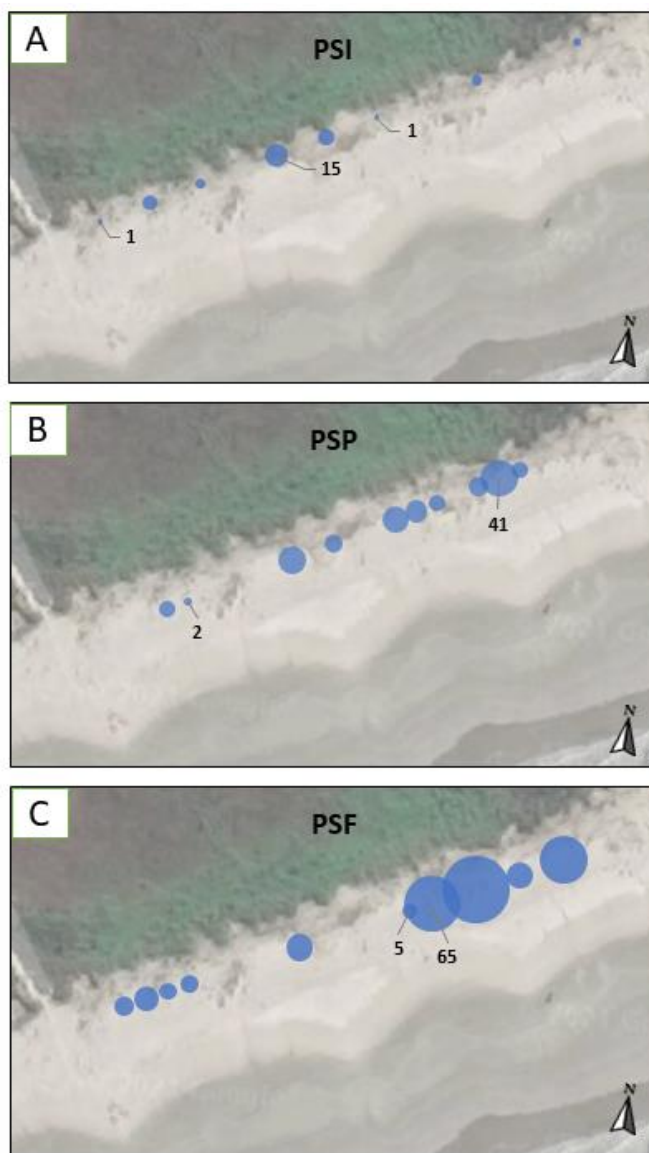
TABELA 3 - Resultados obtidos pelo Post-Hoc de Kruskal-Wallis - Nemeyini test – para a análise espacial dos dados de MPs obtidos nas campanhas, expressos em número de MPs e MPs por quilograma de sedimento seco (MP d.w. kg⁻¹). Cada linha da tabela representa a comparação par-a-par das campanhas. P-valores inferiores a 0,05 indicam diferenças significativas.

Espacial	Nº MPs	MP d.w. kg ⁻¹
PSP vs PL	p-valor > 0,05	p-valor > 0,05
PSP vs GC	p-valor > 0,05	p-valor > 0,05
PSP vs GB	p-valor > 0,05	p-valor > 0,05
PL vs GC	p-valor > 0,05	p-valor > 0,05
PL vs GB	p-valor > 0,05	p-valor > 0,05
GC vs GB	p-valor > 0,05	p-valor > 0,05

5.2 Variação temporal de MPs na praia de Pontal do Sul

No total, foram encontrados 241 itens de MP nas três diferentes campanhas realizadas na praia de Pontal do Sul (Figura 7). Na campanha 1 (PSI – 22/02/2021) foram encontrados 39 itens (17 MP d.w. kg⁻¹); na campanha 2 (PSP – 24/06/2021), 145 itens (66 MP d.w. kg⁻¹); e na campanha 3 (PSF – 30/06/2021), 277 itens (124 MP d.w. kg⁻¹) (Tabela 4).

FIGURA 7 – Distribuição espacial dos MPs encontrados na Praia de Pontal do Sul, onde PSI – condição “normal”, PSP – pré frente fria e PSF – pós frente fria. A área com círculos preenchidos em azul indica a abundância em número de itens encontradas ao longo do transecto, onde os valores máximos e mínimos estão evidenciados.

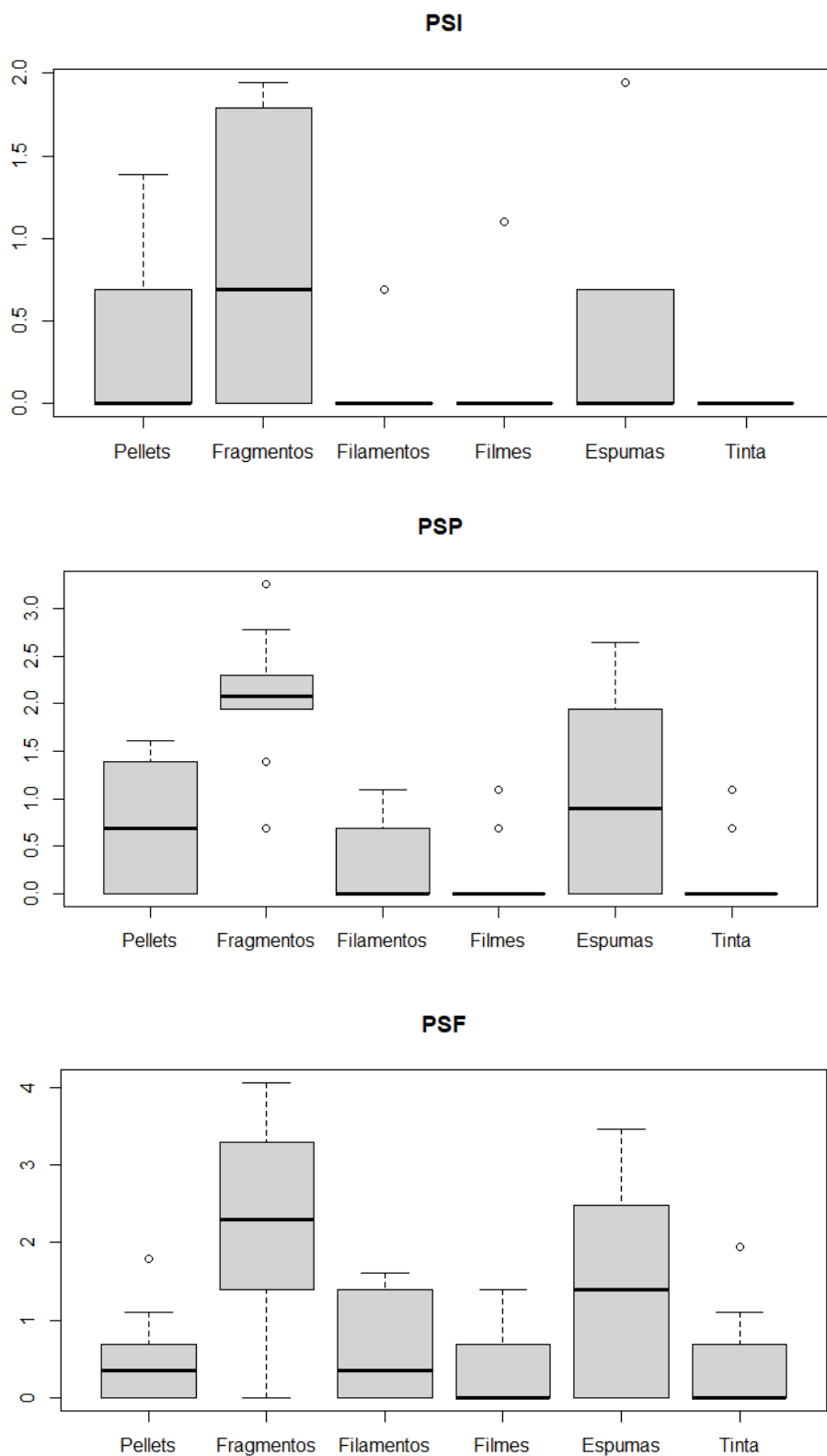


Os morfotipos mais abundantes foram fragmentos (57,4%), seguidos de espumas (27,2%) (Figura 8). Na campanha PSI, 57,9% das amostras são compostas por fragmentos, 21,1% por espumas e 13,2% por pellets, uma partícula de borracha e fragmentos de tintas foram também observados. A campanha PSP obteve 59,3% fragmentos, 22,8% de espumas e 9,7% de pellets, sendo que este morfotipo foi o maior em número (N=14 itens) em relação às demais campanhas. Já em PSF, comparativamente com as demais campanhas os percentuais de espuma (30,3%), filamentos (4,3%) e tintas (3,6%) aumentaram, enquanto que os fragmentos (56,3%), pellets (3,6%) e filmes (1,8%) diminuíram .

TABELA 4 – Tabela com valores de abundancia de microplásticos apresentados em: itens de microplásticos (N); valores mínimos, médio e maximo; desvio padrão; microplástico por quilo de sedimento seco (MP d.w. kg-1), e microplástico por área em m² e m³. Onde PSI – Pontal do Sul, PSP – Pré Frente fria; PSF – Pós frente fria.

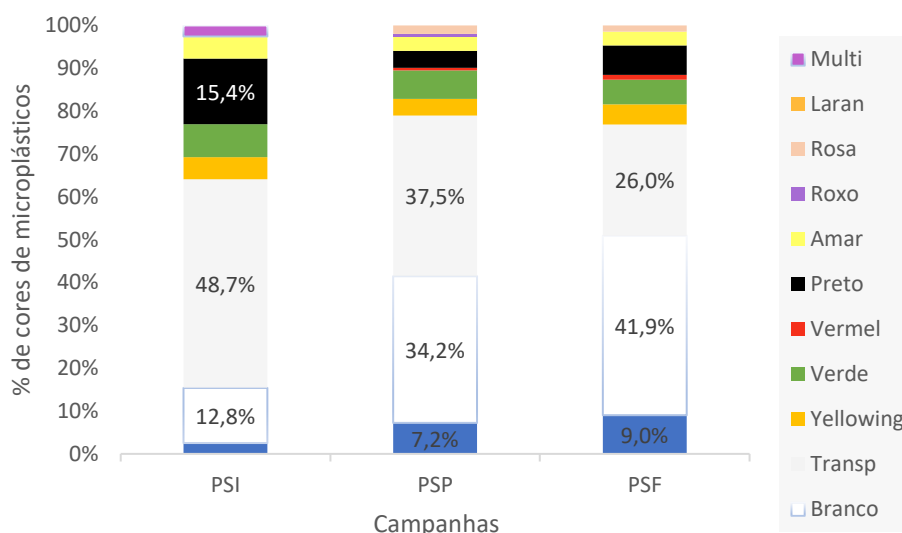
Praia	N	Min	Med	Max	Desv. Pad	MP d.w. kg-1	MP/m²	MP/m³
PSI	39	0	4	15	4	16	37,23	764,2
PSP	145	2	14,5	41	10,6	66	127,86	2557,1
PSF	277	6	27,7	94	29,2	123	244,25	4885,0

FIGURA 8 - Boxplot dos MP (\log_{10} itens), considerando os diferentes morfotipos encontrados em Pontal do Sul (Pellets, fragmentos, filamentos, filmes espumas e tintas). Onde, PSI – Pontal do Sul, PSP – Pré Frente fria; PSF – Pós frente fria.



Os MPs em Pontal do Sul possuem cores diversas, sendo que as mais frequentes foram branca (37%), transparente (31,6%) e azul (7,9%) (Figura 9). A campanha PSI apresentou a menor variedade de cores (N = 8 cores) em relação às demais campanhas (PSP, 10 cores e PSF, 9 cores), com maior ocorrência de MP transparentes (48,7%), preto (15,4%) e brancos (12,8%). Já na campanha PSP 37,5% dos MP têm cor transparente, 34,2% branca e 7,2% azul. Após a passagem do sistema frontal (PSF), os MP brancos apareceram em maior porcentagem (41,9%), seguido por MP transparentes (26%), azuis (9%) e pretos (6,9%). A coloração “*yellowing*” ocorreu em todas as campanhas, com valores de 5,1% em PSI, 3,9% em PSP e 4,7% em PSF.

FIGURA 9 - Gráfico com abundância de cores de MPs, representadas em porcentagem (%), presentes nas amostras das praias de Pontal do Sul. Onde, PSI – Pontal do Sul, PSP – Pontal do Sul pré frente-fria e PSF – Pontal do pós-frente. Os percentis máximos de cada praia estão evidenciados no gráfico.



A análise estatística de Kruskal Wallis apontou existirem diferenças significativas em escala temporal entre as campanhas (Tabela 5). O Post- Hoc Nemeyini Test indicou que tais diferenças ocorreram para o número de MPs (p-value = 0.002545, chi-squared = 11.947, df = 2) e MP d.w. kg⁻¹ (p-value = 0.001947, chi-squared = 12.483 e df = 2) na comparação entre PSI com as demais campanhas (PSP e PSF). Para o número total de MPs e para MP d.w. kg⁻¹ entre PSP e PSF e para o não foram identificadas diferenças significativas.

TABELA 5 –Resultados obtidos pelo Post-Hoc de Kruskal-Walis - Nemeyini test – para a análise espacial dos dados de MPs obtidos nas campanhas, expressos em número de MPs e MPs por quilograma de sedimento seco (MP d.w. kg⁻¹). Cada linha da tabela representa a comparação par-a-par das campanhas. P-valores inferiores a 0,05 indicam diferenças significativas, e estão evidenciados em negrito.

Temporal	Nº MPs	MP d.w. kg⁻¹
PSI vs PSP	p-valor = 0,015	p-valor = 0,010
PSI vs PSF	p-valor = 0,004	p-valor = 0,003
PSP vs PSF	p-valor > 0,05	p-valor > 0,05

6. DISCUSSÃO

6.1 MP na zona pós-praia do litoral do Paraná: distribuição espacial e fatores influenciadores

Nossos resultados indicam que os MP estão presentes na zona pós-praia de pelo menos quatro praias arenosas do litoral do Paraná. A maioria das 773 partículas MPs identificadas foram encontradas nas praias de GC e PL; enquanto GB e PSP apresentaram menor abundância. Em todas as praias amostradas, os MP encontrados são principalmente de origem secundária, dominados por espumas (43,5%) e fragmentos (38,2%), com cores diversas, sendo que os brancos, transparentes e amarelos foram os que mais ocorreram. Considerando que fatores naturais (p.e., morfodinâmica praial, fluxos de descarga fluvial/estuarina, correntes marítimas, condições meteoceanográficas, vegetação costeira) e antrópicos (p.e., grau de urbanização, atividades industriais e portuárias, turismo, pesca, aquacultura, despejo de efluentes domésticos) determinam a distribuição, abundância de MP depositados em ambientes praias, discutimos nossos dados, olhando para alguns destes aspectos.

As praias do litoral do Paraná estão sujeitas a diferentes condições ambientais e antrópicas associadas a localização geográfica e grau de urbanização de cada município. Tais praias podem ser classificadas como oceânicas ou de desembocadura (QUADROS et al., 2007). As de Pontal do

Paraná, na porção norte do litoral, estão localizadas mais próximas e sofrem maior influência do Complexo Estuarino de Paranaguá; enquanto na porção sul do litoral, localizam-se as praias de Guaratuba, muito próximas e com grande influência da Baía de Guaratuba. A sazonalidade no desenvolvimento de atividades turísticas/recreativas, característica do litoral paranaense (SCHEUER, 2008), pode influenciar temporalmente o aporte de MP para a zona costeira. Ainda, a pressão antrópica promovida pela ocupação de regiões de depósito sedimentar, resulta na presença de zonas sob processos erosivos no litoral paranaense (ANGULO et al., 2004). Com isso, ocorre um estreitamento na zona costeira, e a redução ou até supressão de vegetação de restinga, o que interfere na morfodinâmica natural do ambiente e podem, conseqüentemente, afetar o aporte e distribuição de MP na zona pós-praia.

De maneira geral, nossos resultados indicam que maiores abundâncias de MP na zona pós-praia, estão relacionadas ao maior adensamento urbano (centros urbanos); e a praias com tendência de acreção sedimentar (balanço positivo de sedimentos), como as praias de GC e PL. Enquanto, praias com tendência erosiva (PSP e GB), apresentam menor abundância de MP (Figura 5). De acordo Alves e Lamour (2011), estes processos de erosão-deposição estão associados a uma célula de circulação de correntes marinhas que influenciam no transporte de sedimentos em Pontal do Paraná. Em Guaratuba, as diferenças de posição geográfica das duas praias amostradas seria o principal fator que contribui para estas diferenças de erosão/deposição, uma vez que a posição de GC, localizada entre dois promontórios, resulta em menor exposição ao trem de ondas. É interessante notar que nas praias com características erosivas (GB e PSP) a distribuição de MP tende a ocorrer de maneira relativamente mais homogênea ao longo do transecto; enquanto, nas praias de GC e PL, os MP tendem a se acumular na porção Nordeste do transecto, refletindo a influência da corrente de deriva no sentido N.

No município de Guaratuba, GC foi a praia que apresentou os maiores valores de MP, a localização desta praia a caracteriza como uma praia de enseada, desta forma, as ondas que atingem os promontórios que a abrigam são refletidas, contribuindo para o transporte de sedimentos para o interior do arco praial (YASSO, 1965; RAMOS, 2018). Assim, GC pode representar um local de

aprisionamento natural de MP, transportados pela deriva litorânea, ou com fonte local, uma vez que GC é a praia amostrada que possui maior nível de antropização. Cabe destacar, que GC não possui vegetação costeira associada a linha de costa (restinga), com residências, comércios, calçadões e avenidas localizados a poucos metros da faixa de areia. Tais modificações na zona costeira, resultam em uma alteração dos processos morfodinâmicos naturais à linha de costa, tornando sua compreensão de maior complexidade. Ainda, é preciso considerar se os valores encontrados de MP nesta praia não estão subestimados, uma vez que ela passa por limpeza de praia regulares, principalmente na alta temporada turística, e o uso da praia pode ainda soterrar e transferir MP para camadas mais profundas do sedimento. Em contrapartida, GB, uma praia refletiva de costa-oceânica (ANGULO & ARAUJO, 1996), apresentou o menor valor de MP. GB configura-se como uma praia, com areias médias a grossas, com alta declividade do perfil praiial e presença de bermas salientes (FREITAS, 2009). Tais características tornam este local como uma região de intensas variações morfológicas, onde períodos de acreção e erosão da praia se alternam, prevalecendo os processos erosivos (FREITAS, 2009). Neste sentido, nossos resultados estão de acordo com a literatura, que sugere que praias refletivas possuem uma menor propensão à retenção de MP (PIÑON-COLIN et al., 2018; TSUKADA et. al., 2021).

De maneira geral, MP de origem secundária, como espumas e fragmentos de plástico duro são os morfotipos mais abundantes em praias arenosas (p.e., LO et al., 2018; DE-LA-TORRE et al., 2020). A dominância de espumas na linha de costa pode ser justificada pelas características físicas deste material, como sua leveza e fluabilidade, e, por isso, podem ser facilmente transportadas e retidas no sedimento em zonas superiores da linha de costa (BROWNE et al., 2010), mesmo em praias dissipativas com baixa energia de ondas. Para GC e GB, a presença de espumas pode estar relacionada, também, com a intensa atividade pesqueira nas regiões de seus arredores, o que pode contribuir substancialmente com o aporte destas partículas através da degradação e fragmentação de petrechos de pesca. De forma semelhante, os filamentos encontrados em maiores quantidades nas praias de Guaratuba também podem estar associados às atividades pesqueiras realizadas no entorno. Associado a

esses morfotipos, as cores que mais ocorreram foram branco, amarelo e transparente (Figura 5). A cor é uma característica importante a ser evidenciada, uma vez que tal característica é um fator determinante para a ingestão de MPs pela fauna marinha seletiva (UGWU et al., 2021).

Já as praias de Pontal do Paraná estão inseridas em um grande arco praial e possuem por característica, uma extensa e larga vegetação de restinga e, com isso, a área urbana está mais distante da praia (Figura 4). Além disso, Pontal do Paraná está localizada na desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá, sofrendo influência direta e indireta dos processos de interação do ambiente estuarino e costeiro/oceânico. Aqui, obtivemos dois cenários: Praia de Leste (PL) foi a segunda praia com maior abundância de MPs. PL, possui tendências deposicionais em relação ao transporte de sedimentos gerado por células de circulação (ALVES & LAMOUR, 2011). Uma vez que o transporte de MPs se comporta de maneira similar ao transporte de sedimentos (HARRIS, 2020), subentende-se que a relação erosão-deposição possui significativa relevância para entender o comportamento de detritos de características similares (densidade, tamanho). Desta forma, tal relação pode justificar PL como a segunda praia com maior abundância de MPs. Somado a este fator, PL, assim como GC, possui atividades urbanas mais intensas, relacionadas principalmente ao comércio em seu balneário (PLANO DIRETOR, 2017). Vale salientar que a crescente pressão sobre os ambientes costeiros, gerada pelo turismo e pelas atividades recreacionais, geralmente estão associadas com o aumento de despejo de esgoto, o qual já foi associado em diversos estudos como uma importante fonte de MP (CARR et al., 2016; MURPHY et al., 2016; LI et al., 2018). Portanto, o despejo de efluentes pode ser uma provável fonte de MPs para a região.

A Praia de Pontal do Sul (PSP) foi a segunda praia com a menor abundância de MPs. Localizada ao norte do município, esta praia possui uma costa um pouco mais abrigada, com grande influência do estuário adjacente, o CEP. A interação do fluxo de descarga estuarina neste local com a corrente de deriva litorânea no sentido N resultam em zonas de convergência nas células de circulação de sedimentos, fazendo com que este local possua tendências erosivas (ALVES & LAMOUR, 2011). Desta forma, os MPs que seriam

depositados nesta praia são transportados juntamente com os sedimentos. Além disso, essa praia é a menos antropizada se comparada às demais, o que pode contribuir para o seu relativo baixo número de MPs.

Inversamente ao que ocorreu em Guaratuba, nas praias de Pontal do Paraná os fragmentos foram os principais morfotipos observados. O mesmo ocorreu para diversos estudos ao redor do mundo (HIDALGO-RUZ & THIEL, 2013; QIU et al., 2015; LOTS et al., 2017). Vale destacar que as atividades portuárias realizadas no interior do CEP podem ser uma importante fonte de MPs para estas praias. Além disso, observa-se uma maior variedade de cores associada a maior ocorrência de fragmentos. O segundo morfotipo mais abundante para este local foram as espumas. Bettim et al., 2021 também observaram uma alta concentração de detritos plásticos e de espumas (< 5 mm) para este mesmo local.

Considerando as características das praias com relação ao transporte de sedimentos bem como eles influenciam na abundância dos MPs encontrados nas praias do litoral do Paraná, observou-se que em praias com características erosivas (PSP e GB) a representatividade de Pellets e de MPs de cor “*yellowing*” foram mais expressivas do que nas praias deposicionais. No caso de GB, associamos ao fato de esta praia possuir uma maior energia de onda, a qual possui maior capacidade de transporte de partículas mais pesadas e sua posterior deposição na costa. Enquanto em PSP a presença maior de pellets pode estar associada à sua maior proximidade do Porto de Paranaguá, uma potencial fonte destas partículas.

Apesar das diferentes características supracitadas, a análise estatística de Kruskal Wallis apontou não existirem diferenças significativas entre as praias. Diante deste contexto, fica claro que as praias amostradas apresentam características morfodinâmicas e fatores que podem influenciá-las em diferentes escalas temporais. Neste sentido, sugerimos que trabalhos futuros considerem uma escala temporal maior associada a escala espacial, ao avaliarem a abundância de MPs nestas praias. Trabalhos que avaliem a presença de partículas MPs em praias arenosas na região pós-praia em escala espacial ainda são escassos. A maior parte dos trabalhos publicados realizados na pós praia não consideram uma escala espacial ao evidenciarem a distribuição dos MPs ou

ainda consideram apenas um determinado morfotipo. Consideramos a pós-praia como uma importante zona de deposição de MPs, e com isso, sugerimos que ela deve ser analisada por trabalhos futuros ao avaliarem a presença de MPs em praias arenosas.

6.2 Influência da passagem de sistemas frontais na deposição de MP na zona pós-praia da praia de Pontal do Sul, litoral do PR

Os resultados obtidos na praia de Pontal do Sul evidenciaram uma maior deposição de MPs após a passagem do sistema frontal (PSF), o número de itens observado em PSF foi quase cinco vezes superior ao de PSI e quase duas vezes maior do que o registrado em PSP (Tabela 4). Segundo Lee et al. (1998), eventos extremos como tempestades e ressacas provocam, em uma curta escala de tempo, alterações significativas na dinâmica das praias. Estes eventos, de maior potencial energético, são capazes de intensificar o processo de remobilização de partículas (por exemplo, grãos terrígenos, matéria orgânica e outros detritos) e depositá-las em locais mais distantes da praia, como a zona pós-praia.

A associação entre o aumento de partículas MPs no ambiente costeiro após a passagem de eventos extremos, já foi relatada por diversos autores (LO et. al., 2018; OSINSKI et. al., 2020; CHEN et. al., 2021). Culligan et al. (2022), por exemplo, perceberam um aumento significativo na concentração de MPs após a passagem de eventos de tempestades na costa da Louisiana. Devido a sua localização no ambiente praiial, a pós-praia pode oferecer melhores condições para o aporte (deposição e acúmulo) destas partículas, uma vez que, esta zona sofre pouca influência das ondas, e, conseqüentemente não está tão exposta as alterações diárias que essa forçante exerce nas demais regiões da praia. Com isso, esta região pode ser considerada uma zona de deposição dos MPs, que podem ser soterrados nas camadas mais profundas do sedimento (FALCÃO & SOUZA, 2014; TURRA et al., 2014; CULLIGAN et al 2022).

Apesar de observamos aumento na abundância de MPs após a passagem do sistema frontal, a análise estatística revela que isso não diferenciou significativamente a campanha PSP da campanha PSF (Tabela 5).

Este fenômeno pode estar relacionado dois principais fatores: (i) o número de campanhas realizadas não é suficiente para avaliarmos estas diferenças de forma robusta estatisticamente e (ii) a intensidade do sistema frontal entre as campanhas amostrais. O fator (i) demanda a realização de um maior número de campanhas amostrais e não pode ser solucionado no âmbito deste trabalho, devendo ser avaliado em trabalhos futuros com foco específico no entendimento do efeito da passagem destes sistemas frontais. Ainda que nossos resultados sejam limitados por um número pequeno de campanhas amostrais, vamos explorar um pouco mais o fator (ii), buscando elucidar melhor a atuação da passagem de frentes frias na deposição de MP na zona pós-praia.

No litoral paranaense, Quadros et al (2007) salienta que a incidência de sistemas frontais geralmente está associada a agitação marítima, porém não são todos os eventos de frente fria que favorecem a ocorrência desta. A agitação marítima por sua vez, está associada a eventos de ressacas ao qual possuem grande capacidade de remobilização/ressuspensão e transporte dos sedimentos a ponto de ocasionar mudanças morfológicas e volumétricas da praia (MARONE e CAMARGO, 1994). Particularmente em Pontal do Paraná, a agitação marítima gerada pela incidência de sistemas frontais são um dos principais reguladores da dinâmica costeira (QUADROS et al., 2007). Estes eventos estão associados a processos de deposição e erosão da praia, visto seu potencial energético. Em Pontal do Sul, Angulo (1993) associou ondas de tempestades a erosão de cordões arenosos, com a presença de detritos plásticos no interior e base. Cabe destacar que mesmo com a remobilização das partículas após a passagem do sistema frontal, observa-se que os MP ficam retidos na pós-praia, e tendem a se concentrar na porção nordeste do arco praiar (Figura 6). Esta tendência deve estar associada à direção das correntes de deriva longitudinal no sentido NE (ANGULO, 1992; BIGARELLA et al., 1978; LAMOUR et al., 2006), o que possibilitaria o transporte e deposição de MP na porção nordeste do arco praiar, como observado para PSF.

Ainda, nossos resultados indicam um aumento na abundância e variedade na ocorrência de morfotipos encontrados na campanha PSF (Figura 8). A passagem do sistema frontal, evento caracterizado por apresentar alta energia, pode ainda ser responsáveis pela fragmentação do plástico e

soterramento do mesmo (TURRA et al. 2014; DELLAPENNA et al. 2006; XUE et al. 2020), o que pode justificar o significativo aumento do número de partículas de origem secundária nas amostras em PSF. A abundância de partículas de espumas e filamentos aumentou, e a maior ocorrência de filmes e tintas foram constatadas somente em PSF; enquanto a abundância de pellets diminuiu após a passagem do sistema frontal. Estas mudanças podem estar associadas a diferenças na composição química destes MP e, conseqüentemente, no seu comportamento hidráulico. Lo et al. (2020), por exemplo, observaram um aumento na abundância e na variedade de morfotipos dos MPs após a passagem de um ciclone em Hong Kong. Estes autores destacam que a maior diversidade de morfotipos (diferentes polímeros) pode estar associada a intensificação na camada vertical de mistura da coluna d'água após a passagem do ciclone, contribuindo para o aporte de MP para ambientes praias. Ainda, de acordo com Ballent et. al (2013), MP não flutuantes como pellets podem ser redistribuídos para zonas inferiores da praia por meio da retrolavagem dos sedimentos praias, ocasionada pela variação da maré.

Um outro ponto importante, foi que partículas de coloração “*yellowing*” foram observadas, em todas as campanhas, mas em maior número em PSF. O “*yellowing*” fornece informação sobre o tempo de exposição de MP à degradação ambiental, uma vez que a perda de coloração (desbotamento) é um indicio de que a partícula está em processo de degradação (CORCORAN, 2021). Culligan et al. (2022) consideram a zona pós-praia, como um dos principais vetores para a introdução de MPs em ambientes estuarinos e costeiros. De fato, outros trabalhos sugerem que em ambientes praias, MPs tendem a se depositar na linha de maré em um primeiro momento e, posteriormente, parte dos MPs podem ser arrastados/redirecionados para a zona pós-praia através da influência eólica. Uma vez depositados nessa região, a ação dos ventos pode continuar interferindo no transporte dos MPs para a região de dunas (mais próxima a vegetação) ou ainda redirecioná-los novamente à linha de maré (BAZTAN, 2014; SILVA 2016). Por estarem a um longo período disponíveis, estes MPs possuem um tempo de exposição mais longo ao meio, e conseqüentemente, um maior potencial de adsorverem contaminantes químicos presentes na água e/ou no sedimento (ABAROA-PÉREZ, et al. 2022). Endo et al (2005) verificaram que

Pellets “yellowing” possuíam maiores concentrações de PCBs, um contaminante com alto fator de risco ambiental e à saúde humana. Visto o potencial cumulativo destas, tais partículas podem ser usadas como ferramenta para o monitoramento da contaminação química do ambiente marinho-costeiro.

Apesar de não terem sido realizadas outras campanhas amostrais para a validação da variação temporal da presença dos MPs, nossos dados demonstram uma influência significativa na abundância, distribuição e variedade dos MPs após a passagem do sistema frontal. Dados na literatura que associam a ocorrência de MPs e a passagem de sistemas frontais ainda são escassos. Deste modo, sugerimos que pesquisas futuras sejam realizadas para a validação da passagem de sistemas frontais associados a abundância e distribuição dos MPs na região, bem como estudos que busquem avaliar a ocorrência e o comportamento de partículas na seção vertical do sedimento. Com isso, ajudar a compreender seu comportamento em camadas mais profundas do sedimento e poder avaliar o status de contaminação das praias paranaenses e os riscos associados a presença destas partículas. Tais estudos podem contribuir para a compreensão da dinâmica comportamental dos MPs frente ao aumento no nível do mar e às mudanças climáticas. A partir daí, previsões de cenários futuros poderão ser realizadas, em um contexto de intensificação e aumento da frequência da ocorrência de eventos extremos.

7. CONCLUSÃO

Este trabalho avaliou a presença, abundância e distribuição dos microplásticos na zona pós-praia de praias arenosas do Litoral do Paraná em escala espacial e temporal. Em escala espacial, foram encontrados um total de 773 partículas microplásticas (280 MP d.w. kg⁻¹). Destes MPs 43,5% eram de espumas e 38,2% de fragmentos. MPs brancos, transparentes e amarelos foram as principais cores encontradas nestas praias. Os principais fatores que controlam a presença, abundância e distribuição dos microplásticos nos sedimentos destas praias estão relacionados a questões antrópicas e naturais de cada praia estudada. Observamos uma relação entre a abundância de MPs e o grau de adensamento urbano das praias, associado ao balanço de erosão-

sedimentação no aporte deposição de sedimentar. Somado a estes fatores, a corrente de deriva longitudinal teve influência na distribuição espacial dos MPs depositados na zona pós-praia em praias com aporte sedimentar positivo. Estes estão principalmente associados aos processos morfodinâmicos vigentes na linha de costa e ao adensamento urbano, fatores que possuem caráter efêmero.

Para a análise em escala temporal observamos uma maior abundância de MPs (até 5 vezes mais), bem com um aumento na variedade morfológica de MPs após a passagem de um sistema frontal na praia de Pontal do Sul. Para esta praia, os fragmentos foram os morfotipos mais abundantes, com 57,4%, seguido pelas espumas com 27,2%. Ainda, observou-se uma diminuição das partículas de pellets após a passagem do sistema frontal. Tais resultados indicam a importância do monitoramento de eventos de sistemas frontais associados a distribuição de MPs em praias arenosas.

Ocorreram em todas as praias evidências de partículas em processo degradativo, caracterizados pela coloração “yellowing”. Tal evidência, indica que estes MPs podem estar por um longo tempo expostos ao ambiente, e consequentemente possuem um maior fator de risco para a biota marinha, considerando a alta capacidade de adsorção de outros contaminantes, associados ao tempo de exposição do MP ao meio.

Nossos resultados indicam haver uma relação entre forças dinâmicas, o movimento e destino de microplásticos em ambientes marinhos. Fica claro que a zona pós-praia é uma importante região para o depósito e acúmulo de partículas MPs. Considerando a complexidade dinâmica do ambiente marinho, o monitoramento de MPs no sedimento de praias frente as modificações na linha de costa gerada por eventos meteorológicos são necessários. Estes estudos podem nos trazer um melhor entendimento sobre se essa região funciona como uma zona de sumidouro de partículas MPs ou como fonte para outras zonas da praia. Portanto sugerimos que estudos futuros devem considerar diferentes escalas temporais ao avaliarem a abundância e distribuição de MPs, a fim de obterem uma melhor compreensão das variáveis associadas a ocorrência de MPs. É imprescindível que haja uma padronização metodológica nos trabalhos de investigação de MPs facilitando a comparação entre os diferentes locais que evidenciam a presença destas partículas

8. REFERÊNCIAS

ABIPLAST. Profile 2019. Abiplast 45. 2019

ALLEN, A. S., SEYMOUR, A. C., & RITTSCHOF, D. Chemoreception drives plastic consumption in a hard coral. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 198-205. 2017

ANDERSON, P.J., WARRACK, S., LANGEN, V., CHALLIS, J.K., HANSON, M.L., RENNIE, M.D. Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environ. Pollut.* 225, 223–231. 2017

ANGULO, R.J. Geologia da Planície Costeira do Estado do Paraná. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 334 p. 1992.

ANGULO, R.J. Morfologia e gênese das dunas frontais do litoral do estado do Paraná. *Revista Brasileira de Geociências* 23(1):68-80. 1993.

ANGULO, R.J. & ARAÚJO, A.D. Classificação da costa paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio à ocupação da orla litorânea. *Boletim Paranaense de Geociências*. Curitiba. v.44. p. 7-17. Editora UFPR. 1996.

ANGULO, R. J., SOARES, C. R., MARONE, E., SOUZA, M. C., ODRESKI, L. L. R. & NOERNBERG, M. A. Atlas de erosão costeira do estado do Paraná. Relatório. 2004.

técnico In: Atlas de erosão e progradação do litoral do Brasil.

ASHTON, K., HOLMES, L., TURNER, A. Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* v. 60, p. 2050–2055. 2010.

AUTA, H.S., EMENIKE, C.U., FAUZIAH, S.H. Distribution and importance of micro-plastics in the environment: a review of the sources, fate, effects and potential solutions. *Environ. Int.* 102, 165–176. 2017.

ALLEN, S., ALLEN, D., PHOENIX, V.R., LE ROUX, G., JIMÉNEZ, P.D., SIMONNEAU, A., BINET, S., GALOP, D. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat. Geosci.* 12, 339e344. 2019.

ALVAREZ-ZEFERINO, J.C., CRUZ-SALAS, A.A., VÁZQUEZ-MORILLAS, A., OJEDA-BENITEZ, S. Method for quantifying and characterization of microplastics in sand beaches. *Rev. Int.Contam. Ambient.* 36, 151–164. 2020.

ALVES, L. C., LAMOUR, M. R. Tendências de transporte sedimentar ao longo das praias do município de Pontal do Paraná (PR): Dados preliminares. In: XIII Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário, Armação dos Búzios Anais XIII ABEQUA, 2011.

BALLENT, A., PANDO, S., PURSER, A., JULIANO, M., THOMSEN, L. Modelled transport of benthic marine microplastic pollution in the Nazaré Canyon. *Biogeosciences*, vol. 10 issue 12 pp: 7957-7970. 2013.

BAZTAN J, CARRASCO A, CHOUINARD O, CLEAUD M, GABALDON JE, HUCK T., JAFFRES, L., JORGENSEN, B., MIGUELEZ, A., PAILLARD, C., VANDERLINDEN, J.P. Protected areas in the Atlantic facing the hazards of micro-plastic pollution: first diagnosis of three islands in the Canary Current. *Mar Pollut Bull* 80:302–311. 2014.

BIGARELLA, J.J.; BECKER, R.D.; MATOS, D.J.; WERNER, A. (ed.) A Serra do Mar e a porção oriental do Estado do Paraná. Um Problema de Segurança Ambiental e Nacional. Curitiba, SEPL/ADEA. 249 p. 1978.

BOTTERELL, Z.L.R., BEAUMONT, N., DORRINGTON, T., STEINKE, M., THOMPSON, R.C., LINDEQUE, P.K. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: a review. *Environ. Pollut.* 245, 98–110. 2019.

BROWNE, M.A., GALLOWAY, T., THOMPSON, R. Microplastic an emerging contaminant of potential concern. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 3, 559–561. 2007.

BROWNE, M.A., GALLOWAY, T.S., THOMPSON, R.C. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science & Technology*, 449, 3404-3409. 2010.

BROWNE, M. A. Sources and pathways of microplastic to habitats. In M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 229–244). Berlin: Springer. 2015.

CARR, S. A., LIU, J., TESORO, A. G. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants *Water Res.*, 91, pp. 174-182. 2016.

CARSON, H. S., COLBERT, S. L., KAYLOR, M. J., & MCDERMID, K. J. Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1708–1713. 2011.

CASTRO, R. O; SILVA, M. L; ARAÚJO, F. V. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean Coast. Manag.* v. 165, p. 385-400. 2018.

CHEN, H., CHENG, Y., WANG, Y., DING, Y., WANG, C., FENG, X., FAN, Q., YUAN, F., FU, G., ZOU, X. Microplastic deposition and its response to extreme flood events: a case study of Yangtze Estuary, China. *Earth and Space Science Open Archive ESSOAr*. 2021.

COLE, M., LINDEQUE, P., HALSBAND, C., & GALLOWAY, T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 6212, 2588-2597. 2011.

CORCORAN P.L. Degradation of microplastics in the environment. In: Rocha-Santos T., Costa M., Mouneyrac C. (eds) *Handbook of Microplastics in the Environment*. Springer, Cham. 2021.

CROSSLAND C, BAIRD D, DUCROTOY J-P, LINDEBOOM H, BUDDEMEIER R, DENNISON W et al. The CoastalZone—a Domain of Global Interactions. In: CROSSLAND C, KREMER H, LINDEBOOM H, MARSHALL CROSSLANDJ, TISSIER MA, editors. *Coastal Fluxes in the Anthropocene*. Berlin, Heidelberg: Springer; pp. 1–37. 2005.

CULLIGAN, N., LIU, KB., RIBBLE, K., RYU, J., DIETZ, M. Sedimentary records of microplastic pollution from coastal Louisiana and their environmental implications. *J Coast Conserv* 26, 1. 2022.

DE WITTE, B., DEVRIESE, L., BEKAERT, K., HOFFMAN, S., VANDERMEERSCH, G., COOREMAN, K., ROBBENS, J. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): comparison between commercial and wild types. *Mar. Pollut. Bull.* 85:146–155. 2014.

DE-LA -TORRE, G. E., DIOSES-SALINAS, D. C., CASTRO, J. M., ANTAY, R., FERNÁNDEZ, N. Y., ESPINOZA-MORRIBERÓN, D., & SALDAÑA-SERRANO, M. Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110877. 2020.

DELLAPENNA, T. M., ALLISON, MA, GILL, GA, LEHMAN, RD, WARNKEN, KW. The impact of shrimp trawling and associated sediment resuspension in mud dominated, shallow estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci* 69(3–4):519–530. 2006.

DESFORGES, J. P. W., GALBRAITH, M., & ROSS, P. S. ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3), 320-330. 2015.

ENDERS, K., KÄPPLER, A., BINIASCH, O., FELDENS, P., STOLLBERG, N., LANGE, X., FISCHER, D., EICHHORN, K.J., POLLEHNE, F., OBERBECKMANN, S., LABRENZ, M. Tracing microplastics in aquatic environments based on sediment analogies. *Sci. Rep.* v. 9, p. 15207. 2019.

ENDO S, TAKIZAWA R, OKUDA K, TAKADA H, CHIBA K, KANEHIRO H, OGI H, YAMASHITA R, DATE T. Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: variability among individual particles and regional differences. *Mar Pollut Bull.* 1103-14. 2005

FALCÃO, P.M & SOUZA, C.R DE G. Diagnóstico de presença e transporte de grânulos plásticos (pellets) em praias do estado de São Paulo, Brasil. 47º Congresso Brasileiro de Geologia, realizado de 21 a 26 de setembro de 2014, em Salvador – BA. 2014.

FREITAS, T. G. Caracterização morfosedimentar ao longo de um ano para a praia de Brejatuba, Guaratuba-PR. Trabalho de Conclusão de Curso; (Graduação em Curso de Graduação em Oceanografia) - Centro de Estudos do Mar da UFPR, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico; Orientador: Eduardo Marone. 2009.

GOMES, C.M.B. Lançamento de partículas de polietileno a costa do Rio Grande do Sul. *Separatas da Revista Veritas.* (70/73). pp. 174–206. 1973.

GABRIEL STAICHAK, AUGUSTO LUIZ FERREIRA-JR, ANDRESSA CARLA MORESCHI SILVA, PIERRE GIRARD, CLAUDIA TASSO CALLIL, SUSETE WAMBIER CHRISTO, Bivalves with potential for monitoring microplastics in South America, *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, Elsevier, Volume 4. 2021.

GORMAN, D., MOREIRA, F. T., TURRA, A., FONTAENELLE, F. R., COMBI, T., BÍCEGO, M. C., MARTINS, C. C. Organic contamination of beached plastic

pellets in the South Atlantic: Risk assessments can benefit by considering spatial gradients. *Chemosphere*. v. 223, p. 608-615. 2019.

GESAMP. Guidelines on the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean (Kershaw P.J., Turra A. and Galgani F. editors), (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 99, 130p. 2019.

GUZZETTI, E., SUREDA, A., TEJADA, S., FAGGIO, C. Microplastic in marine organism: environmental and toxicological effects. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 64, 164–171. 2018.

GAYLARDE, C.C., NETO, J.A.B., DA FONSECA, E.M. Paint fragments as polluting microplastics: a brief review. *Mar. Pollut. Bull.* 162, 111847. 2021.

HARRIS, P. T. The fate of microplastic in marine sedimentary environments: A review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* v. 158, p. 111398. 2020.

HALE, R. C., SEELEY, M. E., LA GUARDIA, M. J., MAI, L., & ZENG, E. Y. A global perspective on microplastics. *Journal of Geophysical Research: Oceans.* 2020.

HIDALGO-RUZ, V., GUTOW, L., THOMPSON, R.C., THIEL, M. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology* v. 46 (6), p. 3060–3075. 2012.

HIDALGO-RUZ, V., THIEL, M. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the Sea Pacific (Chile): a study supported by a citizen science project. *Mar Environ Res* 87–88, 12–18. 2013.

HE, M., YAN, M., CHEN, X., WANG, X., GONG, H., WANG, W., WANG, J. Bioavailability and toxicity of microplastics to zooplankton. *Gondwana Res.* 2021.

HERNANDEZ-GONZALEZ, A. *et al.* Microplastics in the stomach contents of common dolphin (*Delphinus delphis*) stranded on the Galician coasts (NW Spain, 2005–2010). *Mar. Pollut. Bull.* 137, 526–532. 2018.

HASEGAWA, T., NAKAOKA, M. Trophic transfer of microplastics from mysids to fish greatly exceeds direct ingestion from the water column. *Environ. Pollut.* 273, 116468. 2021.

HOEFEL, F. G. Morfodinâmica de praias arenosas oceânicas: uma revisão bibliográfica. Itajaí- (SC): Univali, 93 p. 1998.

IVAR DO SUL, J.A.I., SPENGLER, A., COSTA, M.F. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1236e1238. 2009.

IVAR DO SUL, J.A., COSTA, M.F. Plastic pollution risks in an estuarine conservation unit. *J. Coastal Res.* 65 (Special Issue), 48–53. 2013.

IPARDES. Indicators of Sustainable Development by Hydrographic Basins in the State of Paraná. 2013.

JAMIESON A. J., BROOKS, L. S. R., REID, W. D. K., PIERTNEY, S. B., NARAYANASWAMY, B.E., & LINLEY, T. D. Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society Open Science*, 6, 1-11. 2019.

KRELLING, A.P., WILLIAMS, A.T., TURRA, A. Differences in perception and reaction of tourist groups to beach marine debris that can influence a loss of tourism revenue in coastal areas. *Mar. Policy*. v. 85, p. 87–99. 2017.

KRELLING, A. P.; TURRA, A. Influence of oceanographic and meteorological events on the quantity and quality of marine debris along an estuarine gradient. *Mar. Pollut. Bull.* v. 139, p. 282-298. 2019.

KIRSTEIN, I.V., KIRMIZI, S., WICHELS, A., GARIN-FERNANDEZ, A., ERLER, R., LÖDER, M., GERDTS, G. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic vibrio spp. on microplastic particles. *Mar. Environ. Res.* 120, 1–8. 2016.

KIM, I.-S., CHAE, D.-H., KIM, S.-K., CHOI, S., WOO, S.-B. Factors influencing the spatial variation of microplastics on high-tidal coastal beaches in Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2015.

KIM, J.-H., YU, Y.-B., CHOI, J.-H. Toxic effects on bioaccumulation, hematological parameters, oxidative stress, immune responses and neurotoxicity in fish exposed to microplastics: a review. *J. Hazard. Mater.* 413, 125423. 2021.

KANE, I. A.; CLARE, M. A. Dispersion, Accumulation and the Ultimate Fate of Microplastics in Deep-Marine Environments: A Review and Future Directions. *Front. Earth Sci.* 7, 1–27. 2019.

KOERNER, K. F.; OLIVEIRA, U. R. E GONÇALVES, G. Efeito de estruturas de contenção à erosão costeira sobre a linha de costa: Balneário Hermenegildo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, Vol. 13, No. 4, pp. 457- 471, 2013.

LAMOUR, M.R.; ANGULO, R.J.; SOARES, C.R. Bathymetric evolution of critical silting sectors on Galheta channel, access way to Paranaguá port, Paraná State – Brazil. *Journal of Coastal Research*, v.23, p.49-58. 2006.

LAMOUR, M. R., & SOARES, C. R. A “Barra de Paranaguá” e a Evolução Batimétrica do delta de maré vazante na Desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá (PR). In E. B. BOLDRINI, C. R. SOARES, & E. V. D. PAULA (Eds.), *Dragagens Portuárias no Brasil: Engenharia, Tecnologia e Meio Ambiente*. (pp. 69-87). Antonina: ADEMADAN/UNIBEM/Secretaria de Ciência e tecnologia para Inclusão social. 2008.

LI, X., CHEN, L., MEI, Q., DONG, B., DAI, X., DING, G., & ZENG, E. Y. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. *Water Research*, 142, 75–85. 2018.

LING, S.D., M. SINCLAIR, C.J. LEVI, S.E. REEVES, G.J. EDGAR, Ubiquity of microplastics in coastal seafloor sediments, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 121, Issues 1–2. Pages 104-110. 2017.

- LEE, K. W., SHIM, W. J., KWON, O. Y., & KANG, J. H. Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental science & technology*, 4719, 11278-11283. 2013.
- LEE, G. HONG, NICHOLLS, R.J., BIRKEMEIER, W.A. Storm-driven variability of the beach nearshore profile at Duck, North Carolina, USA, 1981–1991. *Mar. Geol.* 148, 163–177. 1998.
- LAW, K. L., & THOMPSON, R. C. Microplastics in the seas. *Science*, 3456193, 144-145. 2014.
- LAW, K. L. Plastics in the marine environment. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 9, 205–229. 2017.
- LOTS, F.A.E., BEHRENS, P., VIJVER, M.G., HORTON, A.A., BOSKER, T. A large-scale investigation of microplastic contamination: abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment. *Mar. Pollut. Bull.* 123, 2019–2226. 2017.
- LO, H.-S., LEE, Y.-K., PO, B.H.-K., WONG, L.-C., XU, X., WONG, C.-F., WONG, C.-Y., TAM, N.F.-Y., CHEUNG, S.-G. Impacts of Typhoon Mangkhut in 2018 on the deposition of marine debris and microplastics on beaches in Hong Kong. *Sci. Total Environ.* 716, 137172. 2020.
- LOZOYA, J. P., DE MELLO, F. T., CARRIZO, D., WEINSTEIN, F., OLIVERA, Y., CEDRES, F., ...&FOSSATI, M. Plastics and microplastics on recreational beaches in Punta del Este Uruguay: Unseen critical residents?. *Environmental pollution*, 218, 931-941. 2016.
- MARONE E. & CAMARGO R. Marés meteorológicas no litoral do Estado do Paraná: o evento de 18 de agosto de 1993. *Curitiba. Nerítica*, 8:73-85. 1994.
- MARONE, E.; JAMIYANAA, D. Tidal characteristics and a numerical model for the m2 tide at the Estuarine Complex of The Bay of Paranaguá, Paraná, Brazil. *Nerítica*, Curitiba. v. 11, p. 95-107. 1997.
- MASSELINK, G.; SHORT, A. D. The effect of tide range on beach morphodynamics and morphology: a conceptual beach model. *Journal of Coastal Research*. 9 (3): 785- 800, 1993.
- MENGATO, M. F, NAGAI, R. H. A first assessment of microplastic abundance in sandy beach sediments of the Paranaguá Estuarine Complex, South Brazil (RAMSAR site). *Mar. Pollut. Bull.* v. 177. 2022.
- MOREIRA, F.T., PRANTONI, A.L., MARTINI, B., ABREU, M.A., STOIEV, S.B., TURRA, A. Small-scale temporal and spatial variability in the abundance of plastic pellets on sandy beaches: methodological considerations for estimating the input of microplastics. *Mar. Pollut. Bull.* v. 112, p. 114–121. 2015.
- MOREIRA, F.T., BALTHAZAR-SILVA, D., BARBOSA, L., TURRA, A. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. *Environ. Pollut.* v. 218, p. 313–321. 2016.
- MURPHY, F., EWINS, C., CARBONNIER, F., & QUINN, B. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5800–5808. 2016.

NAIK, R.K., NAIK, M.M., D’COSTA, P.M., SHAIKH, F. Microplastics in ballast water as an emerging source and vector for harmful chemicals, antibiotics, metals, bacterial pathogens and HAB species: a potential risk to the marine environment and human health. *Mar. Pollut. Bull.* 149, 110525. 2019.

NEMES, D.D., MARONE, E. Caracterização das ondas de superfície na plataforma interna do litoral do Estado do Paraná, Brasil. *Boletim Paranaense de Geociências, Curitiba.* v. 68- 69, p.12-25. 2013.

OSINSKI, R. D., ENDERS, K., GRÄWE, U., KLINGBEIL, K., & RADTKE, H. Model uncertainties of a storm and their influence on microplastics and sediment transport in the Baltic Sea. *Ocean Science*, 16(6), 1491-1507. 2020.

PINHEIRO, L. M.; MONTEIRO, R. C. P., IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. Do beachrocks affect microplastic deposition on the strandline of sandy beaches?. *Marine Pollution Bulletin.* v. 141, p. 569-572. 2019.

PIÑON-COLIN, T. DE J., RODRIGUEZ-JIMENEZ, R., PASTRANA-CORRAL, M. A., ROGEL-HERNANDEZ, E., & WAKIDA, F. T. Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 63–71. 2018.

PLANO DIRETOR DO MUNICÍPIO DE PONTAL DO PARANÁ. Zoneamento, Uso e Ocupação do Solo para o Município de Pontal do Paraná. *Evolução da Ocupação na Zona Urbana do Município – Segundo caderno.* 76p. 2017.

PLASTICS-EUROPE. *Plastics – the Facts 2019: An analysis of European plastics production, demand and waste.* p.14. 2019.

PEEKEN, I., PRIMPKE, S., BEYER, B., GÜTERMANN, J., KATLEIN, C., KRUMPEN, T., BERGMANN, M., HEHEMANN, L., & GERDTS, G. Arctic Sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastics. *Nature Communications*, 9(1), 1505. 2018.

PITT, J.A., TREVISAN, R., MASSARSKY, A., KOZAL, J.S., LEVIN, E.D., DI GIULIO, R.T. Maternal transfer of nanoplastics to offspring in zebrafish (*Danio rerio*): A case study with nanopolystyrene. *Sci. Total. Environ.* 643, 324–334. 2018.

PORTOBRAS. Campanha de medições de ondas em Paranaguá – PR, período 21.08.1982 a 21.01.1993. Rio de Janeiro, Inst. Psq. Hidrog. (INPH), Div. Lev. (DIDELE), 23p. 1983.

POSSATTO, F.E., SPACH, H.L., CATTANI, A.P., LAMOUR, M.R., SANTOS, L.O., CORDEIRO, N.M.A., BROADHURST, M.K. Marine debris in a World Heritage Listed Brazilian estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 91, 548–553. 2015.

QUADROS, C.J., MARONE, E., ANGULO, R.J., MARTINS, G.J., NETTO, J.P.B. Dinâmica morfosedimentar associada a incidência de sistemas frontais em duas praias do Litoral paranaense. *Bol. Paraná. Geosci.* 60, 65–70. 2007.

QUADROS, C. J. L. Variações morfológicas e volumétricas associadas à incidência de sistemas frontais em duas praias arenosas do litoral paranaense. *Dissertação (Mestrado em Geologia) UFPR, Curitiba,*57p. 2002.

QIU, Q., PENG, J., YU, X., CHEN, F., WANG, J., DONG, F. Occurrence of microplastics in the coastal marine environment: first observation on sediment of China. *Mar. Pollut. Bull.* 98, 274–280. 2015.

RAMOS, E., A., P. Variações do volume e da linha de costa em uma praia de enseada, Guaratuba, Paraná. Dissertação (Pós graduação em Geologia) UFPR, Curitiba, 69p. 2018.

RIOS, L. M., MOORE, C., & JONES, P. R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 548, 1230–1237. 2007.

RITCHIE, H. AND ROSER, M. Plastic Pollution. Published online at OurWorldInData.org. Retrieved from: (<https://ourworldindata.org/plasticpollution>). 2020.

SCHEUER, L. Percepção geográfica do turismo aliada ao planejamento: um estudo sobre a sazonalidade. 2008.

SILVA, P.P.G. e. Contaminação e toxicidade de microplásticos em uma área de proteção marinha costeira. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

SHIM, W.J., HONG, S.H., EO, S. Marine microplastics: abundance, distribution, and composition. In: ZENG, E.Y. (Ed.), *Microplastic contamination in aquatic environments - An emerging matter of environmental urgency*, 1st edn. Elsevier, Amsterdam, pp. 1–26. 2018.

SHORT, A. D. *Handbook of beach and shoreface morphodynamics*. John Wiley and Sons. 1999.

SOARES, C. R., BORZONE, C. A., SOUZA, J. R. B. (1997) Variações morfológicas e sedimentológicas ao longo de um ciclo anual em numa praia arenosa no Sul do Brasil. *Oecol. Brasiliensis*, 3: 245-258. 1997.

SUGUIO, K. *Geologia Sedimentar*. Editora Blucher, 2003.

TAWANE Y. NUNES, MATT K. BROADHURST, CAMILA DOMIT, Selectivity of marine-debris ingestion by juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) at a South American World Heritage Listed area, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 169, 2021.

TSUKADA, E., FERNANDES, E., VIDAL, C., & SALLA, R. F. (2021). Beach morphodynamics and its relationship with the deposition of plastic particles: A preliminary study in southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 172. 2021.

TURRA, A., MANZANO, A.B., DIAS, R.J.S., MAHIQUES, M.M., BARBOSA, L., BALTHAZAR&SILVA, D., Moreira, F.T. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. *Sci. Rep.* v. 4, p. 4435-4446. 2014.

UGWU, K., HERRERA, A., & GÓMEZ, M. Microplastics in marine biota: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112540. 2021

UNESCO. A ciência que precisamos para o oceano que queremos: a Década das Nações Unidas da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável (2021-2030). Paris, 2019.

VALENTIN, J. L.; MUELBERT, J. H. Ambientes Marinhos. In: CASTELLO, C.P.; KRUG, L.C. (Org.). Introdução às Ciências do Mar. Pelotas: Textos, p. 314-381, 2015.

VAN-CAUWENBERGHE, L., DEVRIESE, L., GALGANI, F., ROBBENS, J., & JANSSEN, C. R. Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. *Marine environmental research*, 111, 5-17. 2015.

VIEIRA, K. S., BAPTISTA NETO, J. A., CRAPEZ, M. A. C., GAYLARDE, C., PIERRI, B. da S., SALDAÑA-SERRANO, M., BAINY, A. C. D., NOGUEIRA, D. J., & FONSECA, E. M. Occurrence of microplastics and heavy metals accumulation in native oysters *Crassostrea Gasar* in the Paranaguá estuarine system, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 166(February), 2021.

WALLER, C., GRIFFITHS, H., WALUDA, C., THORPE, S., LOAIZA, I., MORENO, B., PACHERRES, C., & HUGHES, K. Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. *Science of the Total Environment*, 598, 220-227. 2017.

WWF. DOI < <https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico> > 2019

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

XUE B., ZHANG L., LI R., WANG Y., GUO J., YU K., WANG S. Underestimated microplastic pollution derived from fishery activities and “hidden” in deep sediment. *Environ Sci Technol* 54(4):2210–2217. 2020.

YASSO W.E. Plan geometry of headlands-bay beaches. *Journal of Geology*, 73: 702-714. 1965.

YOUSIF, E., HADDAD, R. Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene: review. *Springer Plus* 2 (1), 1–32. 2013.