

Universidade Federal do Amazonas - UFAM
Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia - ICET
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos
Amazônicos - PPGCTRA

**Contaminação por Microplásticos em Balneários Utilizados para Lazer no
Médio Amazonas, Brasil**

LEOVANDO GAMA DE OLIVEIRA

Itacoatiara
2022

Universidade Federal do Amazonas - UFAM
Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia - ICET
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos
Amazônicos - PPGCTRA

LEOVANDO GAMA DE OLIVEIRA

**Contaminação por Microplásticos em Balneários Utilizados para Lazer no
Médio Amazonas, Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos da Universidade Federal do Amazonas, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos.

Orientador: Prof. Dr. Bruno Sampaio Sant'Anna

Itacoatiara
2022

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Oliveira , Leovando Gama de
O48c Contaminação por microplásticos em balneários utilizados para
lazer no médio Amazonas, Brasil / Leovando Gama de Oliveira .
2022
47 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Bruno Sampaio Sant'Anna
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia para Recursos
Amazônicos) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Poluição. 2. Partículas. 3. Água doce. 4. Amazônia. I.
Sant'Anna, Bruno Sampaio. II. Universidade Federal do Amazonas
III. Título

A família de Mercedes Tundis e Maria Elvandra em especial Hanna Paula minha admiração e gratidão.

À minha família, em especial a minha mãe Maria da Glória e aos meus irmãos Josilene e Josiley Gama pelo incentivo no início de minha trajetória a quem dedico esta dissertação e minha conquista.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado a oportunidade de vivenciar esse momento, com sabedoria, discernimento e saúde.

A minha família, em especial a minha mãe Maria da Glória e Meus irmãos Josilene Gama e Josiley.

A família de Mercedes Tundis pelo apoio, incentivo, carinho e acolhida desde a graduação e a família de Maria Elvandra e Lidomar minha gratidão.

A minha namorada Hanna Paula Almeida, que tem estado ao meu lado, me incentivando e acreditando em todos os momentos que poderia fazer o melhor.

Ao meu orientador Professor Dr. Bruno Sampaio Sant'Anna, pela amizade, oportunidade, paciência, confiança e conselhos dados durante o mestrado, levarei comigo os ensinamentos que sempre nortearão minha profissão.

A todos os professores que fizeram parte nessa etapa acadêmica, que foram de suma importância na troca de conhecimento e aprendizagem.

Agradeço aos meu colega de laboratório Gabriel dos Anjos, pelo auxílio e amizade desde o início do mestrado, e também ao colega Alexandre Melo, pela disponibilidade e ajuda nas coletas de campo.

A todos os colaboradores que se dispuseram a fazer parte da avaliação das condições dos balneários em relação ao acondicionamento dos resíduos plásticos.

A Universidade Federal do Amazonas – UFAM, por disponibilizar condições de ensino e oportunidade para a formação acadêmica.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida.

“A menos que modifiquemos a nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo”.

Albert Einstein

RESUMO

A produção mundial de plástico teve aumento exponencial no decorrer do tempo, de 230 milhões de toneladas em 2005 para 322 milhões de toneladas em 2015. Em 2019 esse número atingiu a marca de 368 milhões e grande quantidade desses materiais leva a um número acentuado da porcentagem de resíduos de plástico. Este estudo teve como objetivo investigar a contaminação por microplásticos em balneários utilizados para lazer no Médio Amazonas, em Itacoatiara, AM, Brasil. Um questionário semi-estruturado foi aplicado aos responsáveis de cada balneário, para verificar a destinação dos resíduos plásticos. Ao todo foram registrados nas áreas de uso 202 partículas de microplástico nos cinco balneários investigados. O número de microplásticos variou de 0 a 7 partículas por amostra. A partir desses resultados é possível observar que não houve diferença significativa no número de partículas de microplástico entre cada balneário ($KW=7,4805$; $P=0,1126$). O tamanho das partículas de microplástico diferiram significativamente entre os balneários ($KW=40,9582$; $P=0,0001$), sendo a menor partícula registrada no balneário Campo (0,150mm) e a maior no balneário Ada (4,909mm). Partículas de microplástico de cor azul e vermelha foram registradas, sendo partículas de cor azul as mais abundantes. Em relação ao formato das partículas de microplásticos, foram observados dois tipos: fibras ($n=219$) e fragmentos ($n=8$). Comparando todas as áreas de uso e as áreas adjacentes dos balneários foi observado que houve diferença significativa entre o número de partículas de microplástico ($U=7,4686$; $P=0,0001$). De forma geral não houve diferença significativa entre o tamanho das partículas de microplástico nas áreas de uso e áreas adjacentes de todos os balneários ($U=0,6505$; $P=0,5154$). A correlação de dados entre o número de partículas encontradas nos balneários e a frequência de uso dos balneários, realizado pelo teste de correlação de Spearman não foram estatisticamente significativos ($rs=0,4472$; $P=0,4502$). Os resultados deste estudo indicam que os microplásticos estão presentes nos balneários do Médio Amazonas e que a contaminação em áreas de uso para lazer é significativamente maior do que em áreas não utilizadas para este fim, apesar da maioria dos locais possuir lixeiras e algum tipo de coleta de resíduos plásticos. Provavelmente não se encontrou mais contaminação devido a característica dos locais (áreas de várzea), onde ocorre inundação periódica uma vez ao ano. Apesar de existir lixeiras e coleta de resíduos sólidos na maioria dos locais, os banhistas ainda descartam lixo no ambiente.

Palavras-Chave: Poluição, Partículas, Água doce, Amazônia.

ABSTRACT

The world production of plastic has increased exponentially over time, from 230 million tons in 2005 to 322 million tons in 2015. In 2019 this number reached the 368 million mark and a large amount of these materials leads to a sharp number of the percentage of plastic waste. This study aimed to investigate microplastic contamination in resorts used for leisure in the Middle Amazon, in Itacoatiara, AM, Brazil. A semi-structured questionnaire was applied to those responsible for each spa to verify the destination of plastic waste. In all, 202 microplastic particles were recorded in the areas of use in the five resorts investigated. The number of microplastics ranged from 0 to 7 particles per sample. From these results, it is possible to observe that there was no significant difference in the number of microplastic particles between each spa (KW=7.4805; P=0.1126). The size of the microplastic particles differed significantly between the resorts (KW=40.9582; P=0.0001), with the smallest particle recorded in the Campo resort (0.150mm) and the largest in the Ada resort (4.909mm). Blue and red colored microplastic particles were recorded, with blue colored particles being the most abundant. Regarding the shape of microplastic particles, two types were observed: fibers (n=219) and fragments (n=8). Comparing all areas of use and adjacent areas of the spas, it was observed that there was a significant difference between the number of microplastic particles (U=7.4686; P=0.0001). In general, there was no significant difference between the size of microplastic particles in the areas of use and adjacent areas of all spas (U=0.6505; P=0.5154). The correlation of data between the number of particles found in the spas and the frequency of use of the spas, performed by the Spearman correlation test, were not statistically significant (rs=0.4472; P=0.4502). The results of this study indicate that microplastics are present in the resorts of the Middle Amazon and that contamination in areas used for leisure is significantly higher than in areas not used for this purpose, despite the fact that most places have dumps and some type of collection. of plastic waste. Probably no further contamination was found due to the characteristics of the locations (floodplain areas), where periodic flooding occurs once a year. Although there are garbage cans and solid waste collection in most places, bathers still discard garbage in the environment.

Keywords: Pollution, Particles, Freshwater, Amazon.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa de localização das áreas de estudo. Balneários Ada, Campo, Sofrência, Km 13 e Carú, no Município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil.26
- Figura 2.** Número das partículas de microplástico coletadas dos sedimentos em cada local de amostragem localizado nos balneários de Itacoatiara, Amazonas, Brasil.....28
- Figura 3.** Média e desvio padrão do número de partículas de microplástico por amostra realizada nos balneários em Itacoatiara, Amazonas, Brasil.....29
- Figura 4.** Média e desvio padrão do tamanho das partículas de microplástico em cada Balneário utilizado para lazer investigado em Itacoatiara, Amazonas, Brasil.....30
- Figura 5.** Número das partículas de microplástico cor azul e vermelha em cada balneário utilizado para lazer em Itacoatiara, Amazonas, Brasil. Azul (A) e vermelha (V).....31
- Figura 6.** Imagens das partículas de microplástico registradas nas áreas de estudo, A- fragmento de cor azul, B e C fibras de cor vermelha e D fibra de cor azul. Barra de escala = 0,5mm.....31
- Figura 7.** Número de partículas de microplástico registrados nas amostras de sedimento das áreas de uso (AU) e áreas adjacentes (AA) dos balneários investigados no Município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil.....32
- Figura 8.** Quantidade de lixeiras nos balneários utilizados para lazer em Itacoatiara, Amazonas, Brasil.....33

LISTA DE SIGLAS

AU	Área de uso
AA	Área adjacente
CEP	Comitê de Ética em Pesquisa
CONEP	Comissão Nacional de Ética em Pesquisa
CAAE	Certificado de Apresentação de Apreciação Ética
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
rs	Coeficiente de Spearman
KW	Kruskal-Wallis
U	Mann-Whitney

SUMÁRIO

1. Introdução geral	11
1.1 Resíduos plásticos e a contaminação por microplástico no ambiente	11
2. Referências bibliográficas	15
Contaminação por Microplásticos em Balneários Utilizados para Lazer no Médio Amazonas, Brasil	21
1. Introdução	22
2. Objetivos	24
2.1 Objetivo geral.....	24
2.2 Objetivo específicos.....	24
3. Material e métodos.....	25
3.1 Caracterização das áreas de estudo.....	25
3.2 Coleta do sedimento e separação das partículas de microplástico	25
3.3 Avaliação das condições dos balneários em relação ao acondicionamento dos resíduos plásticos	26
3.4 Análise dos dados.....	27
4. Resultados	28
4.1 Contaminação dos balneários.....	28
4.2 Avaliação das condições de acondicionamento dos resíduos plásticos .	33
5. Discussão	35
6. Conclusão	39
7. Referências bibliográficas	40
APÊNDICE	45

1. Introdução geral

1.1 Resíduos plásticos e a contaminação por microplástico no ambiente

A produção mundial de plástico aumentou exponencialmente no decorrer do tempo, de 230 milhões de toneladas em 2005 para 322 milhões de toneladas em 2015 (EUROPE, 2016). Em 2019 esse número atingiu a marca de 368 milhões, deste total 51% da produção mundial de plástico é originada na Ásia, sendo 31% produzido pela China (EUROPE, 2020). Grande proporção destes plásticos é usado pela indústria de embalagens para produção de embalagens descartáveis, e grande quantidade desses materiais leva a um número acentuado da porcentagem de resíduos de plástico, sendo destinado para aterro 24,9%, reciclagem 32,5% e recuperação de energia 42,6%, em toda a Europa no ano de 2018 (EUROPE, 2019).

Os países em desenvolvimento como o Brasil, enfrentam desafios na gestão de resíduos sólidos (SILVA, 2019). De acordo com dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2019), foram gerados no país 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos em 2018. Deste total, 72,7 milhões foram coletados, isso significa que 6,3 milhões de toneladas de resíduos não foram coletados junto aos locais de geração e, conseqüentemente, tiveram destinação imprópria, em relação ao volume total coletado pelas cooperativas e associações de catadores no ano de 2018, o plástico representou 16,9% do total (ABRELPE, 2019).

Os resíduos plásticos são uma preocupação ambiental crescente e podem entrar no ambiente de diferentes formas, entre estes está o descarte inadequado de produtos pós-consumo, os detritos de plásticos costumam ser carregados pelo escoamento superficial de águas da chuva ou pelo vento e desta forma podem chegar a diferentes ambientes aquáticos (DRIS *et al.*, 2015; WILCOX *et al.*, 2016; GATTRINGER, 2018). Lebreton e Andrady (2019) estimaram a produção de resíduos plásticos até 2060 e relataram que 91% dos resíduos de plástico mal gerenciados são transportados para o oceano por meio de rios. Ainda segundo esses autores, 5,1 milhões de toneladas de plástico adentram para o oceano todos os anos. Essa ocorrência pode estar relacionada ao descarte precipitado e a liberação acidental (WRIGHT *et al.*, 2013). Desta

maneira o plástico se acumula no solo, na superfície dos oceanos ou nas profundezas do mar, constituindo 80% do lixo marinho (BARNES *et al.*, 2009). Ao entrar no ambiente, o plástico persiste e continua a se dividir em partículas menores, essas partículas representarão um risco maior para organismos vivos, além de contribuir para o aumento da área superficial para interações com substâncias químicas e maior número de partículas por unidade de massa (LEE *et al.*, 2013; JEONG *et al.*, 2016).

As partículas menores recebem a denominação de microplásticos, essa definição foi ampliada para incluir partículas menores que 5mm (ARTHUR *et al.*, 2008; HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012). De acordo com sua origem, podem ser divididos em duas categorias: microplásticos primários quando provenientes dos abrasivos utilizados em creme dental, cosméticos, roupas; ou microplásticos secundário, constituídas através da quebra de plásticos maiores (THOMPSON *et al.*, 2004; FENDALL e SEWELL, 2009; BROWNE *et al.*, 2010, 2011; ANDERSON *et al.*, 2016; GARCIA-VAZQUEZ e GARCÍA-AEL, 2021).

Uma das principais vias de entrada de microplásticos no ambiente aquático continental é o tratamento inadequado de resíduos plásticos (DRIS *et al.*, 2015). Além disso, partículas granuladas de poliestireno, polipropileno e polietileno, podem ser introduzidas nas águas residuais, através da lavagem de produtos de higiene pessoal após uso (CARR *et al.*, 2016). Outras fontes de microplásticos são das máquinas de lavar roupas, pois liberam fibras plásticas, estimando que uma única lavagem pode gerar 1.900 fibras (BROWNE *et al.*, 2011).

Os efeitos do plástico e microplástico estão presentes no solo e tem efeitos diversos, durante o processo de degradação, as substâncias tóxicas e os aditivos presentes nos plásticos são dispersados (WANG *et al.*, 2019), e podem causar o isolamento entre trocas externas de ar e água, elevar a temperatura, a umidade do solo e aumentar a atividade biológica (SUBRAHMANYAN *et al.*, 2006), juntamente com os microplásticos, toxinas adicionadas artificialmente durante a produção de plástico e contaminantes orgânicos absorvidos durante o deslocamento também são acumulados no solo (RILLIG, 2012; STEINMETZ *et al.*, 2016). Seus efeitos se estendem para as raízes de plantas, tornando difícil a absorção de nutrientes e água (WANG *et al.*, 2019). Além disso podem alterar significativamente suas características radiculares, composição elementar do tecido e sua biomassa (MACHADO *et al.*, 2018).

De outra forma, o consumo de microplásticos pode ser identificado em quase todos os níveis tróficos, como zooplâncton (KOSORE *et al.*, 2018; AMIN *et al.*, 2020), larvas (STEER *et al.*, 2017), bivalves como mexilhões (WOODS *et al.*, 2018), e ostras (SUSSARELLU *et al.*, 2016; GARDON *et al.*, 2018), peixes (ALOMAR *et al.*, 2017; WANG *et al.*, 2020; THIELE *et al.*, 2021; WOOTTON *et al.*, 2021), tartarugas marinhas (DUNCAN *et al.*, 2019; DI RENZO *et al.*, 2021), aves (HOLLAND *et al.*, 2016; CARLIN *et al.*, 2020), golfinhos (HERNANDEZ-GONZALEZ *et al.*, 2018) e baleias (LUSHER *et al.*, 2015; MOORE *et al.*, 2020). Após ingestão, os microplásticos podem causar efeitos tóxicos nos organismos incluindo seres humanos através de várias vias e mecanismos (LI *et al.*, 2018). Diversas toxinas contidas na água que são inicialmente absorvidas pelos microplásticos podem subsequentemente ser dissolvidas dentro dos corpos dos animais (LI *et al.*, 2018).

Microplásticos são encontrados em ambientes marinhos e de água doce, incluindo recifes de corais (HALL *et al.*, 2015), manguezais (NOR e OBBARD, 2014), rios (CASTAÑEDA *et al.*, 2014; KLEIN *et al.*, 2015) e regiões insulares como Fernando de Noronha, Abrolhos e Trindade (DO SUL *et al.*, 2014). Na Amazônia a poluição por microplásticos afeta os peixes do grupo Serrasalminidae, que inclui piranhas carnívoras e espécies herbívoras e onívoras, através da ingestão de detritos plásticos na bacia do rio Xingu (ANDRADE *et al.*, 2019).

Ao redor do mundo as partículas de microplástico já foram registradas em diversas localidades. Na Inglaterra, a distribuição de partículas de plástico foi avaliada em quatro complexos de estuários em Solent (GALLAGHER *et al.*, 2016). Nesta região partículas de plástico foram encontradas na coluna d'água, principalmente fibras, seguidas de microesferas, distribuídas em diversos locais (GALLAGHER *et al.*, 2016). Outros exemplos da contaminação por microplástico foram observados na Austrália, mostrando a correlação da poluição de microplástico entre sedimentos e ostras (JAHAN *et al.*, 2019). Na Rússia, existem registros de poluição por microplástico em águas superficiais (MALYGINA *et al.*, 2021) e nos Estados Unidos, os microplásticos ocorrem e se distribuem nas áreas costeiras (YU *et al.*, 2018).

Embora exista ampla literatura apresentando a fonte, o número de partículas, o tamanho, os impactos e a composição dos microplásticos no oceano (ANDRADY, 2011; COLE *et al.*, 2015; ENDERS *et al.*, 2015; BOUCHER

e FRIOT, 2017), alguns pesquisadores reconhecem a falta de comparação entre estudos sobre microplásticos em ambientes de água doce, tornando este campo como prioridade em suas pesquisas (IMHOF *et al.*, 2013; WAGNER *et al.*, 2014; DRIS *et al.*, 2015). Para Peng *et al.* (2017), os microplásticos estão presentes em quantidade nos ambientes marinhos e de água doce, e revelam que a densidade nessas áreas pode se igualar a dos oceanos (ERIKSEN *et al.*, 2013) com distribuição heterogênea (WAGNER e LAMBERT, 2018).

2. Referências bibliográficas

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos no Brasil 2018/2019**. São Paulo: ABRELPE, 2019.

ALOMAR, C.; SUREDA, A.; CAPÓ, X.; GUIJARRO, B.; TEJADA, S.; DEUDERO, S. Microplastic ingestion by *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 fish and its potential for causing oxidative stress. **Environmental Research**, v. 159, p. 135-142, 2017.

AMIN, R. M.; SOHAIMI, E. S.; ANUAR, S. T.; BACHOK, Z. Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, 110616, 2020.

ANDERSON, A. G.; GROSE, J.; PAHL, S.; THOMPSON, R. C.; WYLES, K. J. Microplastics in personal care products: Exploring perceptions of environmentalists, beauticians and students. **Marine Pollution Bulletin**, v. 113, n. 1-2, p. 454-460, 2016.

ANDRADE, M. C.; WINEMILLER, K. O.; BARBOSA, P. S.; FORTUNATI, A.; CHELAZZI, D.; CINCHINELLI, A.; GIARRIZZO, T. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 766-773, 2019.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011.

ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. International research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris. In: **Conference Proceedings**. Sept. 2008.

BARNES, D. K.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 2009.

BOUCHER, J.; FRIOT, D. **Primary microplastics in the oceans: a global evaluation of sources**. Gland, Switzerland: IUCN, 2017.

BROWNE, M. A.; CRUMP, P.; NIVEN, S. J.; TEUTEN, E.; TONKIN, A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 21, p. 9175-9179, 2011.

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T. S.; THOMPSON, R. C. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 9, p. 3404-3409, 2010.

CARLIN, J.; CRAIG, C.; LITTLE, S.; DONNELLY, M.; FOX, D.; ZHAI, L.; WALTERS, L. Microplastic accumulation in the gastrointestinal tracts in birds of prey in central Florida, USA. **Environmental Pollution**, v. 264, p. 114633, 2020.

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

CASTAÑEDA, R. A.; AVLIJAS, S.; SIMARD, M. A.; RICCIARDI, A. Lawrence river sediments. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 71, n. 12, p. 1767-1771, 2014.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 2, p. 1130-1137, 2015.

DI RENZO, L.; MASCILONGO, G.; BERTI, M.; BOGDANOVIĆ, T.; LISTEŠ, E.; BRKLJAČA, M.; DI GIACINTO, F. Potential impact of microplastics and additives on the health status of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) stranded along the central Adriatic coast. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 232, n. 3, p. 1-20, 2021.

DO SUL, J. A. I.; COSTA, M. F.; FILLMANN, G. Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 225, n. 7, p. 2004, 2014.

DRIS, R.; IMHOF, H.; SANCHEZ, W.; GASPERI, J.; GALGANI, F.; TASSIN, B.; LAFORSCH, C. Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 539-550, 2015.

DUNCAN, E. M.; BRODERICK, A. C.; FULLER, W. J.; GALLOWAY, T. S.; GODFREY, M. H.; HAMANN, M.; & GODLEY, B. J. Microplastic ingestion ubiquitous in marine turtles. **Global Change Biology**, v. 25, n. 2, p. 744-752, 2019.

ENDERS, K.; LENZ, R.; STEDMON, C. A.; NIELSEN, T. G. Abundance, size and polymer composition of marine microplastics $\geq 10 \mu\text{m}$ in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 100, n. 1, p. 70-81, 2015.

ERIKSEN, M.; MASON, S.; WILSON, S.; BOX, C.; ZELLERS, A.; EDWARDS, W.; AMATO, S. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 77, n. 1-2, p. 177-182, 2013.

EUROPE, P. Plastics—The Facts 2016. **An Analysis of European Latest Plastics Production, Demand and Waste Data**. Plastic Europe, 2016.

EUROPE, P. Plastics—The Facts 2019. **An Analysis of European Latest Plastics Production, Demand and Waste Data**. Plastic Europe, 2019.

EUROPE, P. *Plastics—The Facts 2020. An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data*, 2020.

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

GALLAGHER, A.; REES, A.; ROWE, R.; STEVENS, J.; WRIGHT, P. Microplastics in the Solent estuarine complex, UK: an initial assessment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 102, n. 2, p. 243-249, 2016.

GARCIA-VAZQUEZ, Eva; GARCÍA-AEL, Cristina. The invisible enemy. Public knowledge of microplastics is needed to face the current microplastics crisis. **Sustainable Production and Consumption**, 2021.

GARDON, T.; REISSER, C.; SOYEZ, C.; QUILLIEN, V.; LE MOULLAC, G. Microplastics affect energy balance and gametogenesis in the pearl oyster *Pinctada margaritifera*. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 9, p. 5277-5286, 2018.

GATTRINGER, C. W. A revisited conceptualization of plastic pollution accumulation in marine environments: Insights from a social ecological economics perspective. **Marine Policy**, v. 96, p. 221-226, 2018.

HALL, N. M.; BERRY, K. L. E.; RINTOUL, L.; HOOGENBOOM, M. O. Microplastic ingestion by scleractinian corals. **Marine Biology**, v. 162, n. 3, p. 725-732, 2015.

HERNANDEZ-GONZALEZ, A.; SAAVEDRA, C.; GAGO, J.; COVELO, P.; SANTOS, M. B.; PIERCE, G. J. Microplastics in the stomach contents of common dolphin (*Delphinus delphis*) stranded on the Galician coasts (NW Spain, 2005–2010). **Marine Pollution Bulletin**, v. 137, p. 526-532, 2018.

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, n. 6, p. 3060-3075, 2012.

HOLLAND, E. R.; MALLORY, M. L.; SHUTLER, D. Plastics and other anthropogenic debris in freshwater birds from Canada. **Science of the Total Environment**, v. 571, p. 251-258, 2016.

IMHOF, H. K.; IVLEVA, N. P.; SCHMID, J.; NIESSNER, R.; LAFORSCH, C. Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. **Current Biology**, v. 23, n. 19, p. R867-R868, 2013.

JAHAN, S.; STREZOV, V.; WELDEKIDAN, H.; KUMAR, R.; KAN, T.; SARKODIE, S. A.; WILSON, S. P. Interrelationship of microplastic pollution in sediments and oysters in a seaport environment of the eastern coast of Australia. **Science of the Total Environment**, v. 695, p. 133924, 2019.

JEONG, C. B.; WON, E. J.; KANG, H. M.; LEE, M. C.; HWANG, D. S.; HWANG, U. K.; LEE, J. S. Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 activation in the monogonont rotifer (*Brachionus koreanus*). **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 16, p. 8849-8857, 2016.

KOSORE, C.; OJWANG, L.; MAGHANGA, J.; KAMAU, J.; KIMELI, A.; OMUKOTO, J.; NDIRUI, E. Occurrence and ingestion of microplastics by zooplankton in Kenya's marine environment: first documented evidence. **African Journal of Marine Science**, v. 40, n. 3, p. 225-234, 2018.

KLEIN, S.; WORCH, E.; KNEPPER, T. P. Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main area in Germany. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 10, p. 6070-6076, 2015.

LEBRETON, L.; ANDRADY, A. Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. **Palgrave Communications**, v. 5, n. 1, p. 1-11, 2019.

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**, v. 47, n. 19, p. 11278-11283, 2013.

LI, J.; LIU, H.; CHEN, J. P. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, v. 137, p. 362-374, 2018.

LUSHER, A. L.; HERNANDEZ-MILIAN, G.; O'BRIEN, J.; BERROW, S.; O'CONNOR, I.; OFFICER, R. Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. **Environmental Pollution**, v. 199, p. 185-191, 2015.

MACHADO, A. A. S.; LAU, C. W.; TILL, J.; KLOAS, W.; LEHMANN, A.; BECKER, R.; RILLIG, M. C. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 17, p. 9656-9665, 2018.

MALYGINA, N., MITROFANOVA, E., KURYATNIKOVA, N., BIRYUKOV, R., ZOLOTOV, D., PERSHIN, D., & CHERNYKH, D. Microplastic Pollution in the Surface Waters from Plain and Mountainous Lakes in Siberia, Russia. **Water**, v. 13, n. 16, p. 2287, 2021.

MOORE, R. C.; LOSETO, L.; NOEL, M.; ETEMADIFAR, A.; BREWSTER, J. D.; MACPHEE, S.; ROSS, P. S. Microplastics in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the Eastern Beaufort Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, p. 110723, 2020.

NOR, N. H. M.; OBBARD, J. P. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 79, n. 1-2, p. 278-283, 2014.

PENG, J.; WANG, J.; CAI, L. Current understanding of microplastics in the environment: occurrence, fate, risks, and what we should do. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 13, n. 3, p. 476-482, 2017.

RILLIG, M. C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? **Environmental Science & Technology**. 46, 6453–6454, 2012.

SILVA, V. P. M.; CAPANEMA, L. X. D. L. Políticas públicas na gestão de resíduos sólidos: experiências comparadas e desafios para o Brasil. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, v. 25, n. 50, p. 153-200, set. 2019.

STEER, M.; COLE, M.; THOMPSON, R. C.; LINDEQUE, P. K. Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. **Environmental Pollution**, v. 226, p. 250-259, 2017.

STEINMETZ, Z.; WOLLMANN, C.; SCHAEFER, M.; BUCHMANN, C.; DAVID, J.; TRÖGER, J.; SCHAUMANN, G. E. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 690-705, 2016.

SUBRAHMANYAN, K.; KALAISELVAN, P.; BALASUBRAMANIAN, T. N.; ZHOU, W. Crop productivity and soil properties as affected by polyethylene film mulch and land configurations in groundnut (*Arachis hypogaea* L.). **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 52, n. 1, p. 79-103, 2006.

SUSSARELLU, R.; SUQUET, M.; THOMAS, Y.; LAMBERT, C.; FABIoux, C.; PERNET, M. E. J.; HUVET, A. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 9, p. 2430-2435, 2016.

THIELE, C. J.; HUDSON, M. D.; RUSSELL, A. E.; SALUVEER, M.; SIDAOUI-HADDAD, G. Microplastics in fish and fishmeal: an emerging environmental challenge?. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-12, 2021.

THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W.; RUSSELL, A. E. Lost at sea: where is all the plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838-838, 2004.

WAGNER, M.; LAMBERT, S. **Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?**. Springer Nature, 2018.

WAGNER, M.; SCHERER, C.; ALVAREZ-MUÑOZ, D.; BRENNHOLT, N.; BOURRAIN, X.; BUCHINGER, S.; REIFFERSCHIED, G. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. **Environmental Sciences Europe**, v. 26, n. 1, p. 1-9, 2014.

WANG, J.; LIU, X.; LI, Y.; POWELL, T.; WANG, X.; WANG, G.; ZHANG, P. Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. **Science of The Total Environment**, v. 691, p. 848-857, 2019.

WANG, W.; GE, J.; YU, X. Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 189, p. 109913, 2020.

WILCOX, C.; MALLOS, N. J.; LEONARD, G. H.; RODRIGUEZ, A.; HARDESTY, B. D. Using expert elicitation to estimate the impacts of plastic pollution on marine wildlife. **Marine Policy**, v. 65, p. 107-114, 2016.

WOODS, M. N.; STACK, M. E.; FIELDS, D. M.; SHAW, S. D.; MATRAI, P. A. Microplastic fiber uptake, ingestion, and egestion rates in the blue mussel (*Mytilus edulis*). **Marine Pollution Bulletin**, v. 137, p. 638-645, 2018.

WOOTTON, N.; REIS-SANTOS, P.; GILLANDERS, B. M. Microplastic in fish—A global synthesis. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, p. 1-19, 2021.

WRIGHT, S. L.; ROWE, D.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. **Current Biology**, v. 23, n. 23, p. R1031-R1033, 2013.

YU, X.; LADEWIG, S.; BAO, S.; TOLINE, C. A.; WHITMIRE, S.; CHOW, A. T. Occurrence and distribution of microplastics at selected coastal sites along the southeastern United States. **Science of the Total Environment**, v. 613, p. 298-305, 2018.

**Contaminação por Microplásticos em Balneários Utilizados para Lazer no
Médio Amazonas, Brasil**

1. Introdução

No Brasil, as atividades de lazer foram descritas como fator contribuinte na geração e no número de partículas plásticas (CAVALCANTE *et al.*, 2020), em outros países como Singapura (NG e OBBARD, 2006), Uruguai (LOZOYA *et al.*, 2016), Irã (NAJI *et al.*, 2017), Índia (DOWARAH e DEVIPRIYA, 2019; SATHISH *et al.*, 2019; JEYASANTA *et al.*, 2020), Finlândia (SCOPETANI *et al.*, 2019) e China (WU *et al.*, 2021) evidenciou-se a potencial liberação de microplásticos em decorrência de atividades de lazer.

O sedimento é o provável lugar de descanso para a poluição plástica após causar impactos biológicos ao longo de seu trajeto no ambiente, necessitando de soluções para problemas oriundos do fluxo pré e pós-consumo destes resíduos (ERIKSEN *et al.*, 2014). Para Alencastro (2012), grandes fragmentos de plástico são uma fonte de microplásticos e também podem ser vistos como indicadores da poluição por microplásticos.

Nos últimos anos, o uso da água no Brasil para fins de lazer tem aumentado, principalmente devido à busca por atividades que estejam em contato com o ambiente natural, ao invés da vida moderna no centro das grandes cidades (PORRETTI e PESSOA, 2021). Para Lopes *et al.* (2014) as instalações para lazer carecem de pesquisas e planos de monitoramento para avaliar as condições de banho, especialmente em ambientes de água doce, o que facilita o contato de banhistas com águas contaminadas.

O plástico é umas das matérias-primas que representa uma preocupação ambiental no mundo todo, inclusive em áreas de lazer (JAYASIRI *et al.*, 2013). Seu alto consumo e tratamento inadequado têm causado impacto ambiental de longo prazo (HAHLADAKIS *et al.*, 2018). Gerando discussões sobre a reciclagem de resíduos e enfatizando a necessidade de acordos de gestão de resíduos, mais sustentáveis (ABDEL-SHAFY e MANSOUR, 2018).

No estado do Amazonas o número total de resíduos sólidos urbanos gerados em 2019 foi de 1.601.255 toneladas. Em 2010, 3.152 municípios registravam alguns programas de coleta seletiva e, nos dez anos seguintes, esse número aumentou para 4.070 municípios, porém as atividades de coleta seletiva ainda não abrangem a totalidade (ABRELPE, 2020). Em relação aos resíduos plásticos, mais de 13.35 milhões de toneladas foram descartados em 2020

(ABRELPE, 2020). Além desse retrospecto, que reflete os padrões de consumo e descarte da população, um fator que vem exercendo influência na geração de resíduos, é a variação do poder de consumo da sociedade, chegando a registrar no Brasil 79,6 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos gerados em 2020 (ABRELPE, 2020).

Diferentes fatores resultam na composição, distribuição e número de partículas de microplástico em determinado ambiente. Para Jaubet *et al.* (2021) o alto nível de atividades de lazer é um fator que aumenta o número e o morfotipo de microplásticos.

Gerolin *et al.* (2020) avaliaram a distribuição de partículas de microplástico em sedimentos de rios na Amazônia, observando apenas o formato de fibras em todas as amostras analisadas, com relação com às características hidráulicas e sua proximidade com a capital Manaus, AM, Brasil. Na costa atlântica do nordeste brasileiro detritos marinhos com diferentes concentrações e tamanhos foram observados, mostrando as atividades de lazer, como a segunda fonte predominante na geração (CAVALCANTE *et al.*, 2020). Wu *et al.* (2021), observaram que o número de partículas de microplástico nas praias dos balneários é maior, mostrando que o nível de contaminação por partículas microplásticas nestes locais de lazer está diretamente relacionado a atividades turísticas. Para Jeyasanta *et al.* (2020), existe correlação entre as concentrações de meso e microplástico e o grau de atividade de lazer. Em uma praia macrotidal do litoral norte do Brasil, as atividades turísticas correlacionadas ao lazer foram observadas como fator contribuinte na geração e distribuição de partículas de microplástico ao longo do litoral (MARTINELLI-FILHO e MONTEIRO 2019).

Considerando que os detritos plásticos são um problema ambiental que trazem impactos ecológicos desconhecidos a pequenas espécies, em ecossistemas de água doce e marinha (HORTON *et al.*, 2017b), ao atravessarem a parede intestinal e serem translocadas para tecidos do corpo (BROWNE *et al.*, 2008; VON MOOS *et al.*, 2012; FARRELL e NELSON, 2013). Além destes impactos, podem causar ao solo interferências em seus processos naturais, como ciclagem de nutrientes e a decomposição da matéria orgânica (LAVELLE, 1997; SAMPEDRO *et al.*, 2006; HORTON *et al.*, 2017a).

2. Objetivos

2.1 Objetivo geral

Analisar a contaminação por microplásticos em sedimentos de balneários utilizados para lazer no Médio Amazonas.

2.2 Objetivo específicos

Investigar a contaminação por microplásticos em sedimentos de áreas utilizadas para banho e áreas adjacentes que não são utilizadas para lazer;

Comparar as partículas de microplásticos de acordo com seu tamanho, tipo, forma e cor;

Avaliar as condições dos balneários em relação ao acondicionamento de resíduos plásticos.

3. Material e métodos

3.1 Caracterização das áreas de estudo

Este trabalho foi desenvolvido em cinco áreas utilizadas como balneários para lazer e áreas adjacentes não utilizadas para banho no município de Itacoatiara, AM, Brasil (S 03°08'19,9"; W 58°27'32,5"), sendo estes: Balneário Ada, Balneário Campo, Balneário do Carú, Balneário do Km 13 e Balneário Sofrência, todos localizados ao longo da Rodovia AM-010 (figura 1). Estes locais são caracterizados como áreas de várzeas, que inundam e secam periodicamente uma vez ao ano. Os balneários Km 13, Ada e Campo, possuem represamento de água para realização das atividades de lazer.

3.2 Coleta do sedimento e separação das partículas de microplástico

Em cada balneário foram coletadas nos meses de outubro a dezembro de 2021, 30 amostras de 50 gramas de sedimento, sendo 15 em áreas de uso (AU) e 15 em áreas adjacentes (AA) a pelo menos 500 metros a montante de cada área de uso. As coletas foram realizadas utilizando uma colher de aço inox (5 cm superficiais de sedimento), e o sedimento foi colocado cuidadosamente em recipientes de vidro. Em laboratório, o sedimento foi tratado para separação das partículas de microplástico como descrito a seguir.

Em um Becker contendo 50 g de sedimento, foi adicionado 200 mL de solução de água saturada com NaCl, em seguida agitado e transferido o sobrenadante para outro Becker. Este processo foi repetido 3 vezes para garantir a retirada máxima de microplásticos. Após este procedimento foi adicionado 40 mL de H₂O₂ para degradação da matéria orgânica. A solução foi colocada em estufa à temperatura de 60°C por 48 horas, sendo agitada duas vezes por dia para acelerar o processo de degradação da matéria orgânica. Após este procedimento a solução foi filtrada à vácuo, utilizando papel de filtro (<5µm), para posterior secagem em temperatura ambiente.

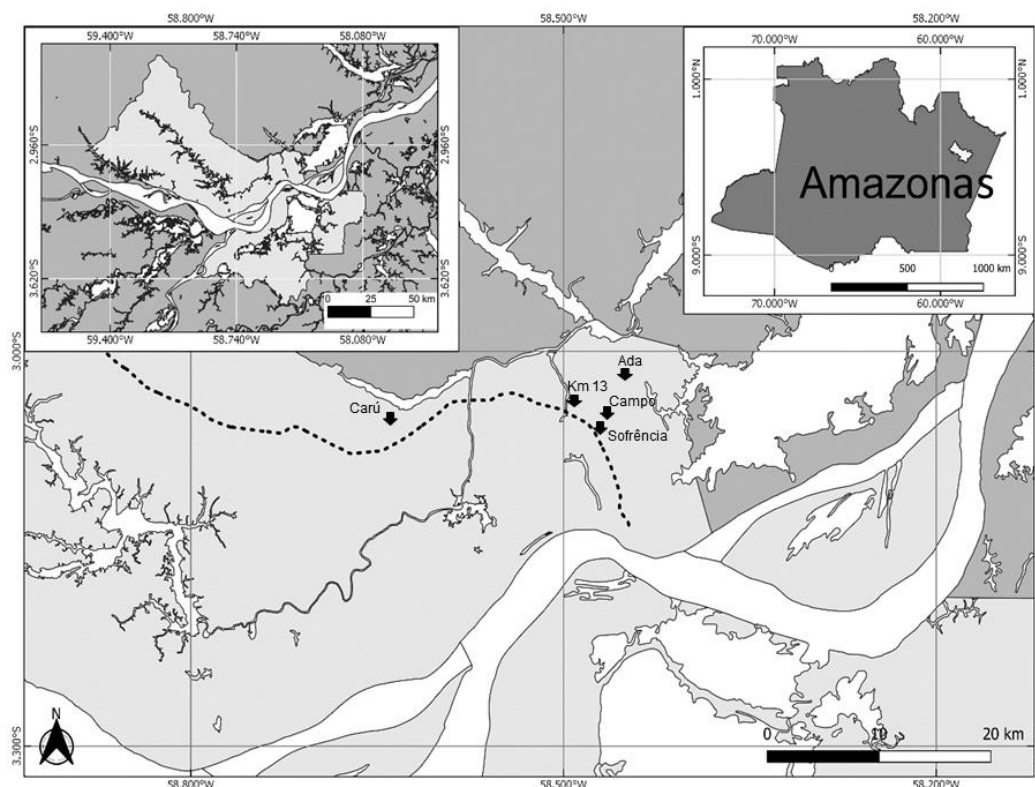


Figura 1. Mapa de localização das áreas de estudo. Balneários Ada, Campo, Sofrência, Km 13 e Carú, no Município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

Após secagem quaisquer partículas de aparência não natural (devido à cor, forma e dimensões) foram contadas e medidas (mm) em estereomicroscópio acoplado a um computador utilizando o programa Motoc 2.0. A cor e o formato das partículas também foram registrados e classificados de acordo com Hanke *et al.* (2013).

3.3 Avaliação das condições dos balneários em relação ao acondicionamento dos resíduos plásticos

Para verificar a forma em que a disposição dos resíduos plásticos ocorre nos balneários, considerando que estes podem ser uma fonte de microplásticos. No mesmo local de coleta dos sedimentos utilizados nos métodos anteriores foi aplicado um questionário semi-estruturado aos responsáveis de cada balneário. A aplicação do questionário foi aprovada pela plataforma Brasil, que é uma base nacional unificada de registros de pesquisas envolvendo seres humanos para o

sistema CEP/CONEP, com Certificado de Apresentação de Apreciação Ética – CAAE número 36331220.9.0000.5020. Ao todo 5 pessoas participaram da pesquisa, sendo 2 homens e 3 mulheres com idades entre 37 a 70 anos, o questionário foi composto por treze perguntas, relacionadas com a frequência que o local funciona durante a semana, se existem lixeiras, quantas lixeiras dentre outras informações, conforme apêndice.

3.4 Análise dos dados

O tamanho (mm) e o número de partículas de microplástico obtidas por amostras de sedimento foram submetidas ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Como os dados não apresentaram distribuição normal, optou-se por testes estatísticos não paramétricos para comparação dos dados entre áreas. O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi utilizado para comparar o número e o tamanho de partículas de microplástico entre os cinco balneários investigados. O teste não paramétrico de Mann-Whitney foi utilizado para comparar o número e o tamanho das partículas de microplástico de todos os balneários considerando áreas de uso e áreas adjacente. A correlação de Spearman foi calculada para verificar se existe correlação entre o número de partículas de microplástico e a frequência de uso dos balneários. Para todas as análises, foi adotado nível de significância de $P < 0,05$.

4. Resultados

4.1 Contaminação dos balneários

Ao todo foram registradas nas áreas de uso, 202 partículas de microplástico nos cinco balneários investigados (figura 2). A maioria das partículas de microplásticos foram registradas nas amostras dos balneários Ada e Km 13, que compreendem 49% do total de partículas encontradas nas amostras de sedimento dos balneários.

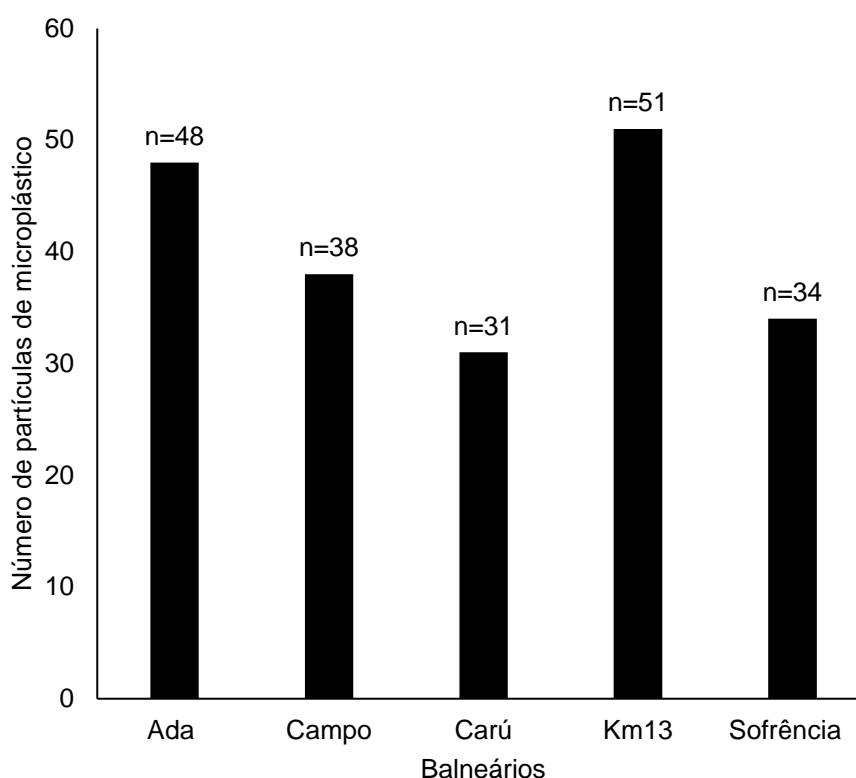


Figura 2. Número das partículas de microplástico coletadas dos sedimentos em cada local de amostragem localizado nos balneários de Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

O número de microplásticos variou de 0 a 7 partículas por amostra (50 gramas de sedimento). A partir desses resultados é possível observar que não houve diferença significativa no número das partículas de microplástico entre os balneários ($KW=7,4805$; $P=0,1126$). A média do número das partículas de microplásticos nas amostras de sedimento de cada balneário é apresentada na (figura 3), sendo que no balneário Carú e Sofrência a média do número de partículas de microplástico foi menor.

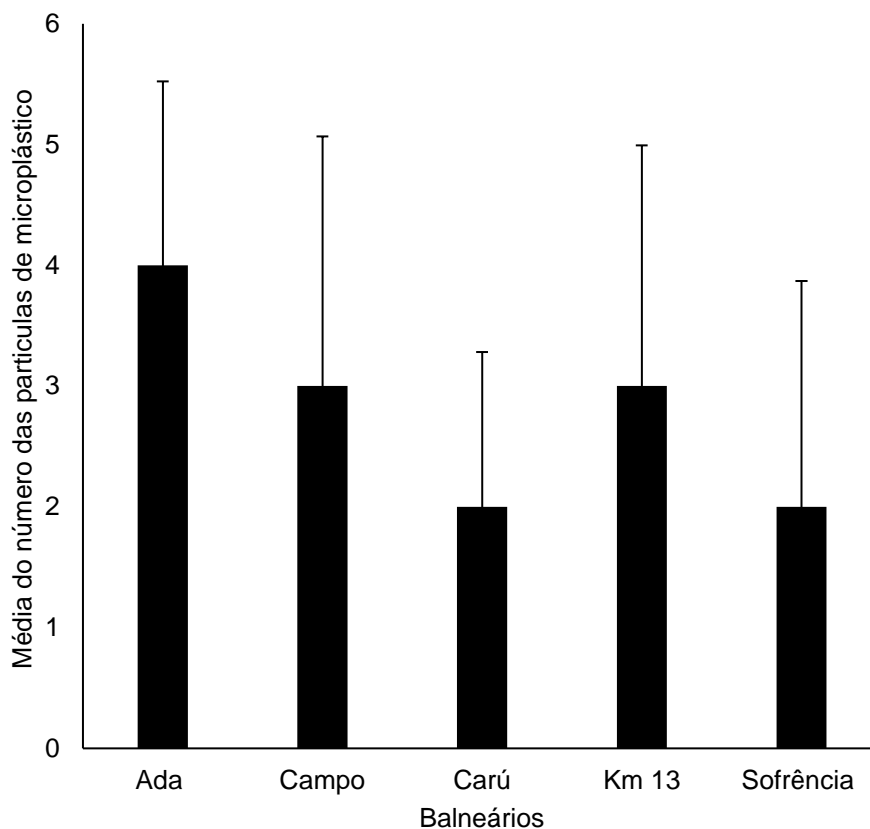


Figura 3. Média e desvio padrão do número de partículas de microplástico por amostra realizada nos balneários em Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

O tamanho das partículas de microplástico diferiram significativamente entre os balneários ($KW=40,9582$; $P=0,0001$), sendo a menor partícula registrada no balneário Campo (0,150mm) e a maior no balneário Ada (4,909mm). Na figura 4 observa-se a variação da média e o desvio padrão do tamanho das partículas de microplástico nas amostras de sedimento dos cinco balneários.

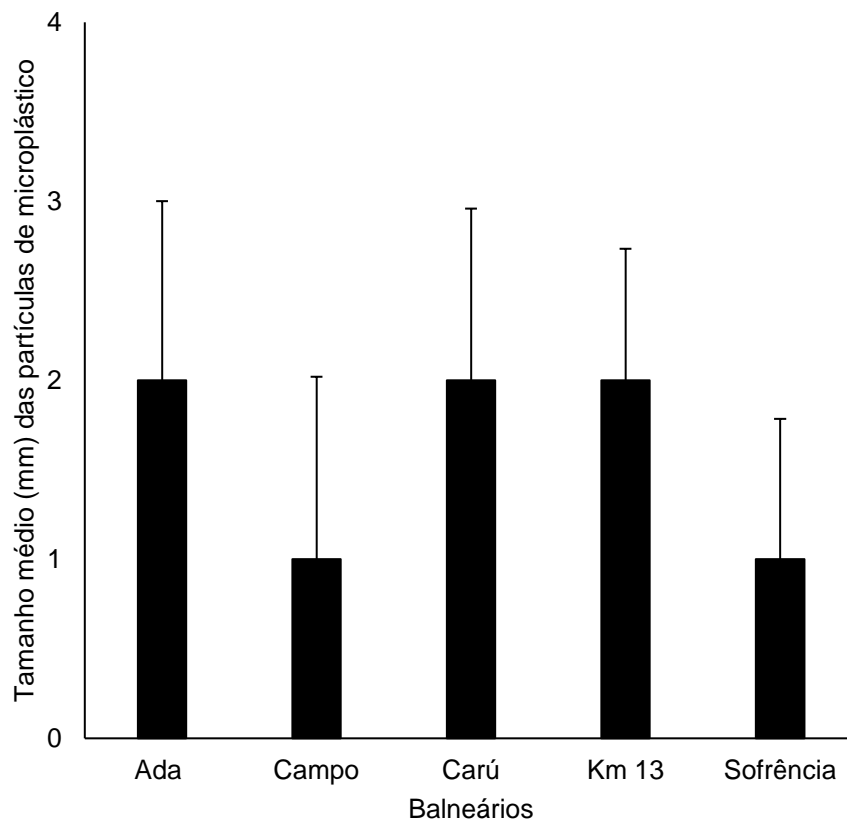


Figura 4. Média e desvio padrão do tamanho das partículas de microplástico em cada Balneário utilizado para lazer investigado em Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

Partículas de microplástico de cor azul e vermelha foram registradas nas áreas de uso, sendo partículas de cor azul as mais abundantes em todos os balneários (figura 5 e 6). Em relação ao formato das partículas de microplásticos, foram observados dois tipos: fibras e fragmentos. No balneário Ada foram encontradas 48 fibras, no Campo 30 fibras e 8 fragmentos, Carú 31 fibras, Km 13 51 fibras e 34 fibras no balneário Sofrência.

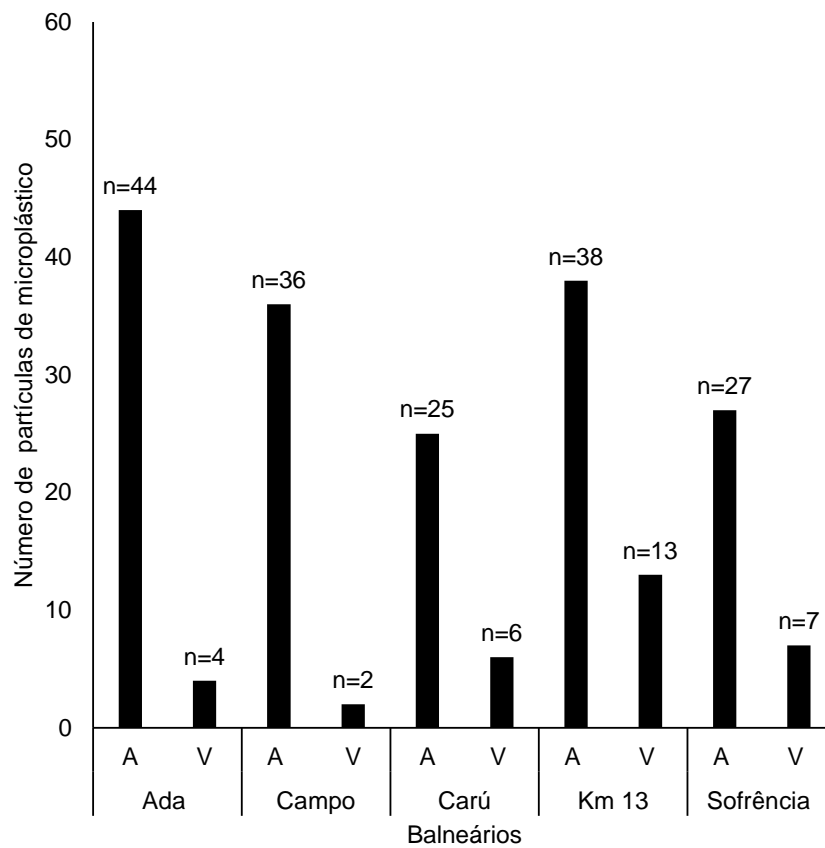


Figura 5. Número das partículas de microplástico cor azul e vermelha em cada balneário utilizado para lazer em Itacoatiara, Amazonas, Brasil. Azul (A) e vermelha (V).

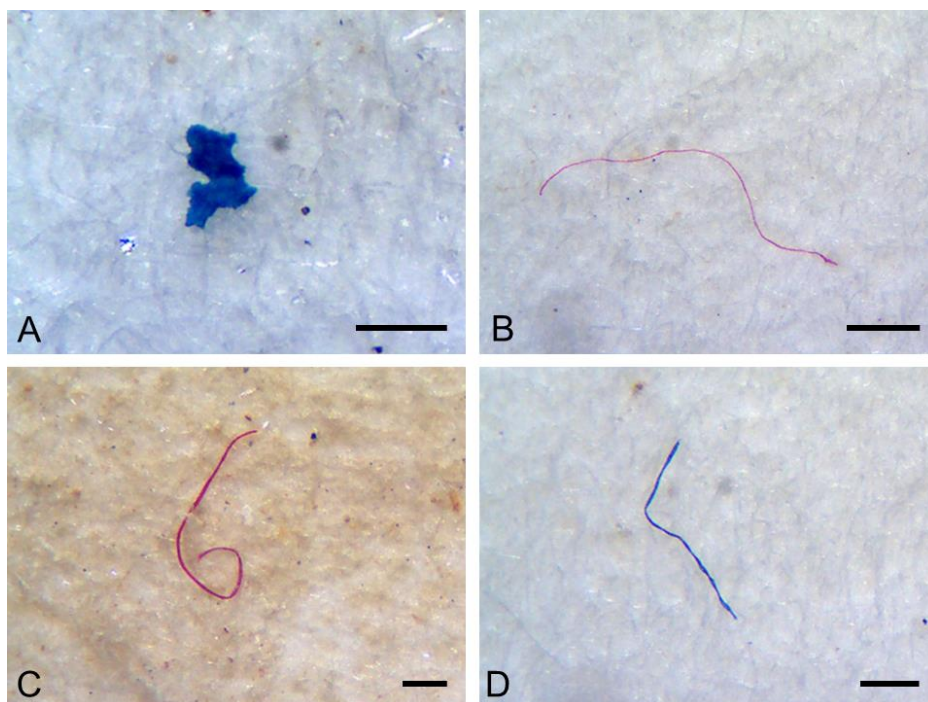


Figura 6. Imagens das partículas de microplástico registradas nas áreas de estudo, A- fragmento de cor azul, B e C fibras de cor vermelha e D fibra de cor azul. Barra de escala = 0,5mm.

Comparando as áreas de uso e as áreas adjacentes dos balneários podemos observar que a contaminação por microplásticos foi menor (figura 7). De forma geral houve diferença significativa entre o número de partículas de microplásticos entre áreas de uso e áreas adjacente de todos os balneários ($U=7,4686$; $P=0,0001$).

Em relação ao tamanho das partículas de microplástico não houve diferença significativa entre os tamanhos das partículas de microplástico nas áreas de uso e áreas adjacentes de todos os balneários ($U=0,6505$; $P=0,5154$).

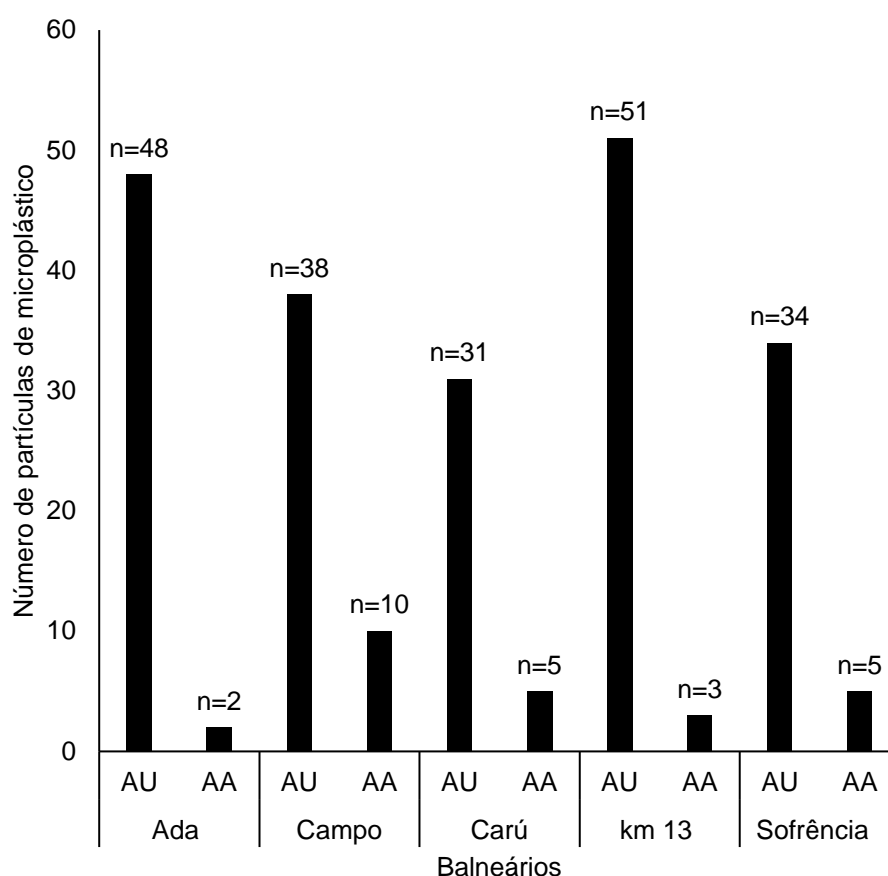


Figura 7. Número de partículas de microplástico registrados nas amostras de sedimento das áreas de uso (AU) e áreas adjacentes (AA) dos balneários investigados no Município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

Nas áreas adjacentes foram registradas 2 partículas de cor vermelha e 23 de cor azul, número bem menor do que nas áreas de uso. Em relação à forma das partículas de microplástico, registrou-se 25 fibras nas áreas adjacentes.

4.2 Avaliação das condições de acondicionamento dos resíduos plásticos

Após análise das entrevistas pôde-se estimar que o funcionamento dos balneários Ada, Campo, e Carú funcionam de um a dois dias por semana, Sofrência de dois a três dias e Km 13 todos os dias da semana. Não houve correlação significativa entre a frequência de uso dos balneários e a contaminação (número de partículas de microplástico) ($r_s=0,4472$; $P=0,4502$). O número de lixeiras utilizadas em cada balneário pode ser observado na figura 8, sendo o balneário Carú com maior número de lixeiras existentes, e apenas no balneário Ada há ausência de lixeiras.

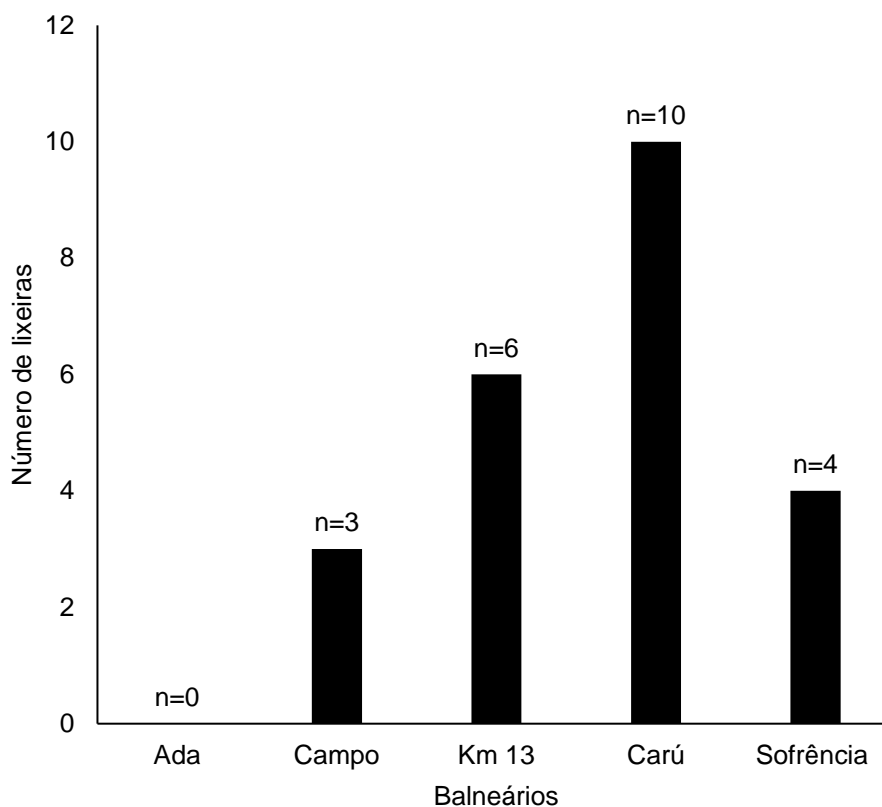


Figura 8. Quantidade de lixeiras nos balneários utilizados para lazer em Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

Em relação a coleta de resíduos sólidos (lixo) realizada pelo município de Itacoatiara, pôde-se constatar que apenas no balneário Km 13 tem rota de coleta no próprio balneário. A coleta dos resíduos sólidos (lixo) realizada pelos proprietários nos balneários Ada, Campo e Km 13, o serviço é realizado uma vez por semana, no Carú duas vezes por semana e no balneário Sofrência três vezes por semana.

Todos os balneários informaram que recolhem resíduos deixados na areia ou na água dos balneários. Em relação à separação de resíduos sólidos (lixo reciclável) nos locais, podemos observar que apenas o balneário Campo não faz separação.

Entre os resíduos mais gerados nos balneários, o plástico foi confirmado em quatro dos balneários, apenas no balneário Carú, os resíduos mais gerados foi o metal. Pelo entendimento dos responsáveis de cada balneário, o consumo frequente de produtos alimentícios e bebidas no local, resulta no maior número de resíduos plásticos. Foi observado que o consumo de bebida alcoólica ocorre em todos os balneários e no entendimento dos entrevistados dos balneários Ada, Km 13 e Sofrência, após o consumo de bebida alcoólica os usuários jogam mais resíduos sólidos (lixo) no ambiente, já nos balneários Campo e Carú responderam que no seu entendimento não descartam com maior frequência resíduos sólidos (lixo) no ambiente. O descarte final dos resíduos sólidos (lixo) gerados nos balneários é o lixão municipal, apenas no balneário Carú que o descarte ocorre em um depósito a céu aberto no entorno local.

5. Discussão

A maioria dos materiais compostos por plástico será usado e descartado no ambiente terrestre, e uma extensa poluição por plásticos pode ocorrer em diferentes ecossistemas do solo e de água doce, provenientes dos resíduos antropogênicos gerados (Horton *et al.* 2017b). No presente estudo, todos os balneários foram contaminados por microplástico, os balneários Km 13, Ada e Campo que possuem um represamento de água foram os mais contaminados. Para Zhang *et al.* (2015) o represamento de água pode torna-se uma área em potencial para acúmulo de partículas de microplásticos, pois quando represados os itens plásticos não podem ser completamente degradados, mas permanecem e se acumulam em determinado local.

Não houve diferença significativa no número de partículas de microplástico entre os balneários investigados. Este resultado pode estar relacionado a diversos fatores, como a frequência do funcionamento durante a semana em cada balneário, além disso o número de partículas de microplástico pode variar de acordo com as características hidrodinâmicas que definem o comportamento erosivo e deposicional das áreas de amostragem, conforme relato por Gerolin *et al.* (2020). Por se tratarem de áreas de várzea (os cinco balneários), provavelmente os principais fatores que contribuem para alteração da dinâmica de contaminação são os períodos de inundação e seca que ocorrem na região amazônica e podem fazer o número de partículas de microplástico diminuir, como relatado por Hurley *et al.* (2018) que investigaram leitos de rios, em que as concentrações de microplásticos armazenadas no leito foram exportadas em até 70% no período de inundação.

Nos locais de estudo, o tamanho das partículas diferiu significativamente entre os balneários. Em outros estudos a erosão (GEROLIN *et al.*, 2020) e elevadas temperaturas diurnas (ZHANG *et al.*, 2016), alteraram o tamanho das partículas de microplástico. Pode-se considerar que os resultados do presente estudo corroboram com estes estudos. Considerando que a região amazônica possui um clima quente e úmido, os itens de plástico presentes na área dos balneários estão sujeitos a fragmentação em tamanhos menores, contribuindo para contaminação por partículas de microplástico nestes locais. E este fenômeno

pode ocorrer de forma variada nas áreas investigadas sem uma explicação exata para a diferença de tamanho entre as partículas observadas neste estudo.

Partículas de microplástico de cor vermelha e azul foram registradas, podendo a cor estar relacionada a diferentes fontes de geração antrópica. As partículas de microplásticos podem ser identificadas pela cor e formato, razão pela qual diferem do ambiente predominante (ALAM *et al.*, 2019). As cores de fibras mais abundantes foram azuis e em menor quantidade a vermelha, como também descrito por Piñon-Colin *et al.* (2018) estudando microplásticos de praias arenosas da Península de Baja California, México.

As partículas de microplástico podem apresentar formatos diferentes e serem encontradas com maior frequência em determinado formato (WALDSCHLÄGER e SCHÜTTRUMPF, 2020). Nas amostras de sedimentos analisadas no presente estudo, os formatos encontrados foram fibras e fragmentos, o formato fibra foi encontrando com maior frequência. Em outro estudo realizado nos sedimentos de rios amazônicos, o formato fibra estava presente não somente em maior número, mas em todas as amostras analisadas (GEROLIN *et al.*, 2020). No rio Tamisa, Reino Unido mais composições de fibras foram encontradas, podendo este formato estar relacionado a atividades antropogênicas (HORTON *et al.*, 2017a). Para Di e Wang (2018), a proporção de fibras nos sedimentos é relativa, variando de 33,9% a 100%, corroborando com os resultados deste estudo, em que o número de fibras foi maior. Para Almroth *et al.* (2018), um tipo comum de microplástico encontrado em amostras ambientais é a fibra, que se acredita ser originada de tecido têxtil. Como nos balneários existe a presença de banhistas, nas áreas de uso para realização de atividades de lazer é possível que os resultados observados neste estudo sejam oriundos dos tecidos de roupas. Para Scopetani *et al.* (2020) é possível a contaminação por tecidos têxtil em diferentes matrizes ambientais como neve, gelo e sedimento. Em relação aos fragmentos encontrados, estes podem ser oriundos da quebra de itens plásticos maiores como embalagens (THOMPSON *et al.*, 2004; NG e OBBARD, 2006; ZHANG *et al.*, 2016), neste estudo encontrado em menor número.

As atividades de lazer têm fator contribuinte na geração e no número de partículas de microplástico (CAVALCANTE *et al.*, 2020), além dessas atividades estarem relacionadas com a prevalência de microplástico, conforme observado

por Dowarah e Devipriya (2019). As áreas de uso foram consideravelmente mais contaminadas do que as áreas adjacentes que não são utilizadas para lazer comprovando o efeito antrópico na contaminação de microplásticos nos balneários da Amazônia Central. Como observado por Wu *et al.* (2021) em praias de lazer de Haichow Bay, China, onde essas atividades foram consideradas como fator potencial na liberação de partículas de microplástico.

As lixeiras utilizadas em ambientes naturais são adaptações de modelos urbanos que tem por finalidade disponibilizar um espaço adequado para a disposição de resíduos sólidos, facilitando a sua manipulação para coleta (PONTES e MELLO, 2013). A utilização de lixeiras foi observada em quase todos os balneários, sendo ausente a utilização apenas no balneário Ada, o que demonstra a preocupação da maioria dos proprietários dos balneários com a limpeza dos locais. Para Perrone (2021), a lixeira caracteriza o primeiro contato do usuário com o sistema de coleta e é um item de uso coletivo, é importante na ação de atitudes sustentáveis, como o descarte adequado de resíduos sólidos (LIMA *et al.*, 2022), em razão de os resíduos sólidos gerados diariamente e armazenados de forma inadequada representam fator de risco para contaminação do ambiente e a saúde das pessoas (POZZETTI e CALDAS, 2019).

O recolhimento de resíduos sólidos contribui para limpeza do ambiente que possuem atividades antrópicas e mitigam impactos ambientais (PUJARA *et al.*, 2019), os proprietários dos balneários informaram que recolhem os resíduos sólidos deixados pelos banhistas na água e na areia dos balneários, o que reflete positivamente na estética visual das áreas de uso para balneabilidade e contribuem para a coleta dos resíduos sólidos descartados, reduzindo fontes de contaminação.

A separação de resíduos sólidos recicláveis é uma forma alternativa de melhorar a gestão de materiais úteis e praticar uma economia circular (GUNDUPALLI *et al.*, 2017). Nos balneários utilizados para lazer, apenas o balneário Campo não faz a separação, o que pode ocasionar a perda de materiais recicláveis, que podem ser introduzidos novamente na cadeia produtiva. A maior frequência na coleta de resíduos sólidos realizada pelo proprietário durante a semana foi observada no balneário Sofrência, o que indica o consumo frequente de alimentos e bebidas neste balneário. Para Ribeiro e

Mendes (2018), o consumo de produtos de uso único é atrativo pela facilidade de descarte, associado ao descarte incorreto dos resíduos sólidos, é visto como um dos problemas ambientais do mundo.

O transporte e a coleta de resíduos sólidos por órgãos públicos são processos importantes e onerosos, devido ao uso maciço de veículos e a intensidade de mão de obra (JACOBSEN *et al.*, 2013). No balneário Km 13, a coleta ocorre no próprio balneário, o que mostra ser acessível para entrada de caminhões coletores, facilitando o recolhimento dos resíduos sólidos comparado aos demais balneários. Atualmente o plástico representa um problema ambiental em nível local e global (CHEN *et al.*, 2021), em quatro dos cinco balneários investigados o plástico foi o resíduo mais gerado, devido ao uso frequente de embalagens plásticas. Há preocupação quando se decompõem em fragmentos menores, pois geram microplásticos secundários que podem ser contaminantes facilmente dispersos no ambiente (BINETTI *et al.*, 2020).

A destinação dos resíduos sólidos urbanos é uma questão cada vez mais preocupante na sociedade (XUE *et al.*, 2015). Também é urgente que os planejadores de políticas públicas encontrem maneiras eficientes e sustentáveis de coletar e descartar a crescente quantidade de resíduos sólidos (SALAZAR-ADAMS, 2021). No balneário Carú o descarte final dos resíduos sólidos ocorre em uma área específica distante do local de balneabilidade, por não haver a abrangência de coleta de resíduos sólidos pela prefeitura no balneário. No entanto, mesmo que estes resíduos sólidos fossem recolhidos pelo caminhão de coleta da prefeitura não iriam para um local adequado, uma vez que o lixão municipal não é uma alternativa adequada e a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil indica a escolha de aterros como disposição final ambientalmente adequada, tendo normais operacionais específicas, para garantir a proteção ao ambiente e a saúde pública (BRASIL, 2010).

6. Conclusão

Os resultados deste estudo indicam que as partículas de microplástico estão presentes nos balneários do Médio Amazonas. Provavelmente não se encontrou mais contaminação devido a característica dos locais, onde ocorre inundação periódica uma vez ao ano e as partículas são carregadas para outros ambientes. Em relação as áreas utilizadas para banho e áreas adjacentes não utilizadas para lazer, foi observado que as atividades de lazer aumentam o número de partículas de microplásticos nos balneários. É fundamental que as autoridades fiscalizem e ordenem o direcionamento de resíduos sólidos, incluindo os plásticos nestes balneários para locais adequados que não contaminem o ambiente. Além disso, promovam campanhas de educação ambiental para evitar que a população descarte lixo nas margens dos balneários.

7. Referências bibliográficas

ABDEL-SHAFY, H. I.; MANSOUR, M. SM. Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 27, n. 4, p. 1275-1290, 2018.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama de Resíduos no Brasil 2020. São Paulo: ABRELPE, 2020.

ALAM, F. C.; SEMBIRING, E.; MUNTALIF, B. S.; SUENDO, V. Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). **Chemosphere**, v. 224, p. 637-645, 2019.

ALENCASTRO, D. Pollution due to plastics and microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea. **Archives des Sciences**, v. 65, p. 157-164, 2012.

ALMROTH, B. M. C.; ÅSTRÖM, L.; ROSLUND, S.; PETERSSON, H.; JOHANSSON, M.; PERSSON, N. K. Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 2, p. 1191-1199, 2018.

BINETTI, U.; SILBURN, B.; RUSSELL, J.; VAN HOYTEMA, N.; MEAKINS, B.; KOHLER, P.; MAES, T. First marine litter survey on beaches in Solomon Islands and Vanuatu, South Pacific: Using OSPAR protocol to inform the development of national action plans to tackle land-based solid waste pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, p. 111827, 2020.

BRASIL. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências (Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010). **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, 2010.

BROWNE, M. A.; DISSANAYAKE, A.; GALLOWAY, T. S.; LOWE, D. M.; THOMPSON, R. C. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 13, p. 5026-5031, 2008.

CAVALCANTE, R. M.; PINHEIRO, L. S.; TEIXEIRA, C. E.; PAIVA, B. P.; FERNANDES, G. M.; BRANDÃO, D. B.; SCHETTINI, C. A. Marine debris on a tropical coastline: Abundance, predominant sources and fate in a region with multiple activities (Fortaleza, Ceará, northeastern Brazil). **Waste Management**, v. 108, p. 13-20, 2020.

CHEN, H. L.; NATH, T. K.; CHONG, S.; FOO, V.; GIBBINS, C.; LECHNER, A. M. The plastic waste problem in Malaysia: management, recycling and disposal of local and global plastic waste. **SN Applied Sciences**, v. 3, n. 4, p. 1-15, 2021.

DI, M.; WANG, J. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. **Science of the Total Environment**, v. 616, p. 1620-1627, 2018.

DOWARAH, K.; DEVIPRIYA, S. P. Microplastic prevalence in the beaches of Puducherry, India and its correlation with fishing and tourism/recreational activities. **Marine Pollution Bulletin**, v. 148, p. 123-133, 2019.

ERIKSEN, M.; LEBRETON, L. C.; CARSON, H. S.; THIEL, M.; MOORE, C. J.; BORERRO, J. C.; REISSER, J. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. **Plos One**, v. 9, n. 12, p. e111913, 2014.

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

GEROLIN, C. R.; PUPIM, F. N.; SAWAKUCHI, A. O.; GROHMANN, C. H.; LABUTO, G.; SEMENSATTO, D. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 749, p. 141604, 2020.

GUNDUPALLI, S. P.; HAIT, S.; THAKUR, A. A review on automated sorting of source-separated municipal solid waste for recycling. **Waste Management**, v. 60, p. 56-74, 2017.

HAHLADAKIS, J. N.; VELIS, C. A.; WEBER, R.; IACOVIDOU, E.; PURNELL, P. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. **Journal of Hazardous Materials**, v. 344, p. 179-199, 2018.

HANKE, G.; GALGANI, F.; WERNER, S.; OOSTERBAAN, L.; NILSSON, P.; FLEET, D.; LIEBEZEIT, G. Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas: a guidance document within the Common Implementation Strategy for the Marine Strategy Framework Directive. 2013.

HORTON, A. A.; SVENDSEN, C.; WILLIAMS, R. J.; SPURGEON, D. J.; LAHIVE, E. Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK—Abundance, sources and methods for effective quantification. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, n. 1, p. 218-226, 2017a.

HORTON, A. A.; WALTON, A.; SPURGEON, D. J. LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of The Total Environment**, v. 586, p. 127-141, 2017b.

HURLEY, R.; WOODWARD, J.; ROTHWELL, J. J. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. **Nature Geoscience**, v. 11, n. 4, p. 251-257, 2018.

JACOBSEN, R.; BUYSSE, J.; GELLYNCK, X. Cost comparison between private and public collection of residual household waste: multiple case studies in the Flemish region of Belgium. **Waste Management**, v. 33, n. 1, p. 3-11, 2013.

JAUBET, M. L.; HINES, E.; ELÍAS, R.; GARAFFO, G. V. Factors driving the abundance and distribution of microplastics on sandy beaches in a Southwest Atlantic seaside resort. **Marine Environmental Research**, p. 105472, 2021.

JAYASIRI, H. B.; PURUSHOTHAMAN, C. S.; VENNILA, A. Quantitative analysis of plastic debris on recreational beaches in Mumbai, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 77, n. 1-2, p. 107-112, 2013.

JEYASANTA, K. I.; SATHISH, N.; PATTERSON, J.; EDWARD, J. P. Macro-, meso- and microplastic debris in the beaches of Tuticorin district, Southeast coast of India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, p. 111055, 2020.

LAVELLE, P. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. **Advances in Ecological Research**, v. 27, p. 93-132, 1997.

LIMA, L. M. D. J. A.; ABREU, M. T. Avaliação da conscientização sobre a destinação dos resíduos sólidos urbanos nas universidades em Belém (PA). **Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)**, v. 17, n. 1, p. 300-314, 2022.

LOPES, F. W. A.; MAGALHAES JR, A. P.; VON SPERLING, E. Metodologia para avaliação de condições de balneabilidade em águas doces no Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 4, p. 124-113, 2014.

LOZOYA, J. P.; DE MELLO, F. T.; CARRIZO, D.; WEINSTEIN, F.; OLIVERA, Y.; CEDRÉS, F.; FOSSATI, M. Plastics and microplastics on recreational beaches in Punta del Este (Uruguay): unseen critical residents? **Environmental Pollution**, v. 218, p. 931-941, 2016.

MARTINELLI-FILHO, J. E.; MONTEIRO, R. C. P. Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 219-223, 2019.

NAJI, A.; ESMAILI, Z.; MASON, S. A.; VETHAAK, A. D. The occurrence of microplastic contamination in littoral sediments of the Persian Gulf, Iran. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 25, p. 20459-20468, 2017.

NG, K. L.; OBBARD, J. P. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 7, p. 761-767, 2006.

PERRONE, C. C. Design para mudança de comportamento: emoções negativas no descarte de resíduos recicláveis em lixeiras. 2021.

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**, v. 131, p. 63-71, 2018.

PONTES, J. A. L.; MELLO, F. A. P. Uso público em unidades de conservação de proteção integral: considerações sobre impactos na biodiversidade. **Anais do Uso público em unidades de conservação**, v. 1, n. 3, p. 30-41, 2013.

PORRETTI, M. F.; PESSOA, F. A. LAZER E RECREAÇÃO EM PETRÓPOLIS: UMA AVENTURA NAS TRILHAS DA REGIÃO SERRANA DO RIO DE JANEIRO. **LAZER E RECREAÇÃO**, p. 57, 2021.

POZZETTI, V. C.; CALDAS, J. N. O descarte de resíduos sólidos no âmago da sustentabilidade. **Revista de Direito Econômico e Socioambiental**, v. 10, n. 1, p. 183-205, 2019.

PUJARA, Y.; PATHAK, P.; SHARMA, A.; GOVANI, J. Review on Indian Municipal Solid Waste Management practices for reduction of environmental impacts to achieve sustainable development goals. **Journal of Environmental Management**, v. 248, p. 109238, 2019.

RIBEIRO, B. M. G.; MENDES, C. A. B. Avaliação de parâmetros na estimativa da geração de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento**. Curitiba: Universidade Tecnológica Federal do Paraná. v. 7, n. 3 (ago. 2018), p. 422-443, 2018.

SALAZAR-ADAMS, A. The efficiency of municipal solid waste collection in Mexico. **Waste Management**, v. 133, p. 71-79, 2021.

SAMPEDRO, L.; JEANNOTTE, R.; WHALEN, J. K. Trophic transfer of fatty acids from gut microbiota to the earthworm *Lumbricus terrestris* L. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 8, p. 2188-2198, 2006.

SATHISH, N.; JEYASANTA, K. I.; PATTERSON, J. Abundance, characteristics and surface degradation features of microplastics in beach sediments of five coastal areas in Tamil Nadu, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 112-118, 2019.

SCOPETANI, C.; CHELAZZI, D.; CINCINELLI, A.; ESTERHUIZEN-LONDT, M. Assessment of microplastic pollution: occurrence and characterisation in Vesijärvi lake and Pikku Vesijärvi pond, Finland. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 11, p. 1-17, 2019.

SCOPETANI, C.; ESTERHUIZEN-LONDT, M.; CHELAZZI, D.; CINCINELLI, A.; SETÄLÄ, H.; PFLUGMACHER, S. Self-contamination from clothing in microplastics research. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 189, p. 110036, 2020.

THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W.; RUSSELL, A. E. Lost at sea: where is all the plastic?. **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838-838, 2004.

VON MOOS, N.; BURKHARDT-HOLM, P.; KÖHLER, A. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 20, p. 11327-11335, 2012.

WALDSCHLÄGER, K.; SCHÜTTRUMPF, H. Infiltration behavior of microplastic particles with different densities, sizes, and shapes—from glass spheres to natural sediments. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 15, p. 9366-9373, 2020.

WU, X.; ZHONG, C.; WANG, T.; ZOU, X.; ZANG, Z.; LI, Q.; CHEN, H. Occurrence and distribution of microplastics on recreational beaches of Haichow Bay, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 5, p. 6132-6145, 2021.

XUE, W.; CAO, K.; LI, W. Municipal solid waste collection optimization in Singapore. **Applied Geography**, v. 62, p. 182-190, 2015.

ZHANG, K.; GONG, W.; LV, J.; XIONG, X.; WU, C. Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam. **Environmental Pollution**, v. 204, p. 117-123, 2015.

ZHANG, K.; SU, J.; XIONG, X.; WU, X.; WU, C.; LIU, J. Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 450-455, 2016.

APÊNDICE

Questionário aplicado em relação a utilização de lixeiras em balneários utilizados para lazer em Itacoatiara, AM.

Pesquisador: Leovando Gama de Oliveira / Programa de pós-graduação em Ciências e Tecnologia para Recursos Amazônicos pela Universidade Federal do Amazonas UFAM/ICET. Telefone: (92) 99443-2153.

Balneário:

01) Com qual frequência o local funciona durante a semana?

- 1 a 2 dias por semana
- 2 a 3 dias por semana
- 3 a 4 dias por semana
- Todos os dias da semana
- Não sei

02) Existem lixeiras? Se “sim” responder à questão 03.

- Sim
- Não

03) Quantas lixeiras?

- 1 lixeira
- 2 lixeiras
- 4 lixeiras
- 6 lixeiras;
- 8 lixeiras;
- 10 ou mais lixeiras.

04) Existe serviço de coleta de resíduos sólidos (lixo) realizado pela prefeitura no balneário?

- Sim
- Não
- Não sei

05) Qual é a frequência da coleta dos resíduos sólidos (lixo) gerados no local?
(Selecione apenas uma opção)

- Diariamente
- Uma vez por semana
- Duas vezes por semana
- Três vezes por semana
- Somente aos finais de semana
- Não há coleta frequente de lixo
- Não sei

06) Há separação de resíduo sólido (lixo) reciclável no local?

- Sim
- Não
- Não sei

07) O proprietário recolhe os resíduos sólidos (lixo) deixado na areia?

- Sim
- Não
- Não sei

08) O proprietário recolhe os resíduos sólidos (lixo) deixado na água?

- Sim
- Não
- Não sei

09) Na sua opinião quais são os resíduos mais gerados no balneário?

- Orgânicos (resto de alimentos)
- Metal (Latinhas, lacres, tampinhas)
- Plásticos (Garrafas PET, tampinhas, canudinhos, embalagens)

10) No seu entendimento o consumo frequente de produtos alimentícios e bebidas no local, resulta na maior quantidade de resíduos plásticos?

- Sim
- Não

Não sei

11) Há o consumo de bebida alcoólica no local?

Sim

Não

Não sei

12) No seu entendimento, após o consumo de bebida alcoólica os usuários jogam mais resíduos sólidos (lixo) no ambiente?

Sim

Não

Não sei

13) Onde é realizado a disposição final dos resíduos sólidos (lixo) gerados no balneário?

(Selecione apenas uma opção)

Depósito a céu aberto no entorno local (Uma área específica)

Aterro em um local específico do entorno

Lixão municipal

Ficam dispersos no local de geração

Não há disposição final