

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOLOS E QUALIDADE
DE ECOSSISTEMAS, CURSO DE MESTRADO

**MICROPLÁSTICOS EM SOLOS DE AMBIENTES COSTEIROS,
RURAI E URBANOS NA BAHIA**

ELDIMAR DA SILVA PAES

CRUZ DAS ALMAS - BAHIA
FEVEREIRO - 2021

**MICROPLÁSTICOS EM SOLOS DE AMBIENTES
COSTEIROS, RURAIS E URBANOS NA BAHIA**

ELDIMAR DA SILVA PAES

Engenheiro Sanitarista
e Ambiental

Universidade Federal do Recôncavo
da Bahia, 2017

Dissertação submetida ao Colegiado de
Curso do Programa de Pós-Graduação em
Solos e Qualidade de Ecossistemas da
Universidade Federal do Recôncavo da
Bahia, como requisito parcial para obtenção
do Grau de Mestre em Solos e Qualidade de
Ecossistemas.

**ORIENTADOR: PROF. DR. THOMAS VINCENT GLOAGUEN
COORIENTADOR: PROF. DR. OLDAIR DEL'ARCO VINHAS
COSTA**

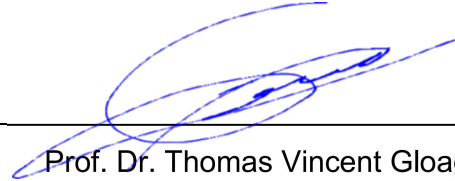
FICHA CATALOGRÁFICA

P126m	<p>Paes, Eldimar da Silva. Microplásticos em solos de ambientes costeiros, rurais e urbanos na Bahia Costeiros / Eldimar da Silva Paes._ Cruz das Almas, BA, 2021. 78f.; il.</p> <p>Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Mestrado em Solos e Qualidade de Ecossistemas.</p> <p>Orientador: Prof. Dr. Thomas Vincent Gloaguen. Coorientador: Oldair Del'Arco Vinhas Costa.</p> <p>1.Solos – Poluição. 2.Solos – Degradação – Análise. I.Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas. II.Título.</p> <p>CDD: 631.4</p>
-------	---

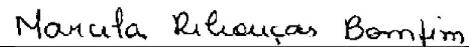
Ficha elaborada pela Biblioteca Universitária de Cruz das Almas - UFRB.
Responsável pela Elaboração – Antonio Marcos Sarmento das Chagas (Bibliotecário - CRB5 / 1615).
Os dados para Catalogação foram enviados pelo usuário via formulário eletrônico.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOLOS E QUALIDADE
DE ECOSISTEMAS, CURSO DE MESTRADO

COMISSÃO EXAMINADORA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE
ELDIMAR DA SILVA PAES



Prof. Dr. Thomas Vincent Gloaguen
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB
(Orientador)



Prof. Dr.ª. Marcela Rebouças Bomfim
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia



Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares
Universidade Federal do Ceará

Dissertação homologada pelo Colegiado do Curso de Mestrado em Solos e
Qualidade de Ecossistemas em _____,
conferindo o Grau de Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas em
_____.

Aos meus pais Maria e Aurelino pelo apoio, confiança e amor que sempre me dedicaram. Aos meus irmãos e minha família pelo companheirismo e amizade compartilhada.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À minha família pelo amor e compreensão em todo o momento nesta fase da minha vida.

Ao Prof. Dr. Thomas Gloaguen e ao Prof. Dr. Oldair Del'Arco Vinhas Costa, pela amizade, confiança, dedicação e orientação durante o curso e no desenvolvimento deste trabalho.

Aos professores Doutores Marcela Rebouças Bomfim, Jorge Antônio Gonzaga Santos, Júlio Nóbrega, pela amizade, incentivo, apoio, confiança e pelas contribuições concedidas a este trabalho e a minha formação acadêmica.

À Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, pela oportunidade de realizar este curso.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudo e pelo financiamento do projeto "Desenvolvimento do Índice de Qualidade de Florestas de Manguezais da Baía de Todos os Santos, nº 441389/2017-1".

Aos bolsistas de iniciação científica Henrique Anjos, Taciane Duarte, Thais Benevides pela valiosa ajuda na coleta das amostras e análises de laboratório, além da amizade entre nós.

Aos nobres colegas e amigos, Laiana Trindade, Avetty, Maria da Conceição, Thiago Louzado, Emerson Lucas, Davi, João Marcos, Vinícius Matos, Aristácio, Danuza, Mariana Coimbra, Cíntia, e entre tantos outros pelo apoio, carinho, amizade, e por compartilharmos o conhecimento científico.

À minha namorada Mara que amo tanto.

A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

Muito Obrigado!

SUMÁRIO

Página

RESUMO

ABSTRACT

INTRODUÇÃO..... 1

Capítulo 1

MICROPLÁSTICOS EM SOLOS DE MANGUEZAIS NA BAÍA DE TODOS
OS SANTOS, BAHIA, BRASIL 05

Capítulo 2

MAPEAMENTO DE MICROPLÁSTICOS EM SOLOS RURAIS E
URBANOS: ESTUDO DE CASO NO ESTADO DA BAHIA,
BRASIL..... 42

CONSIDERAÇÕES FINAIS..... 70

MICROPLÁSTICOS EM SOLOS DE AMBIENTES COSTEIROS, RURAIS E URBANOS NA BAHIA

Autor: Eldimar da Silva Paes

Orientador: Thomas Vincent Gloaguen

Coorientador: Oldair Del'Arco Vinhas Costa

RESUMO: Os microplásticos (MPs) têm sido mundialmente estudados em águas e sedimentos de ambientes costeiros e aquáticos, entretanto nos solos a presença destes poluentes começou a serem avaliados com maior intensidade nos últimos dois anos. Este trabalho reúne esforços para oferecer o primeiro passo para preencher lacunas do conhecimento a respeito da abundância, forma e cores de MPs em solos de ambientes marinho e terrestre no Estado da Bahia. Representando o ambiente marinho foram selecionados seis manguezais da Baía de Todos os Santos, nos quais foram obtidas 54 amostras compostas nas profundidades de 0-3, 10-13 e 30-33 cm. No ambiente terrestre foram coletadas 50 amostras compostas na profundidade de 1 cm nos solos urbanos e agrícolas no município de Cruz das Almas. Dez gramas dos solos foram peneirados em malha de 150 μm e a extração de MPs foi realizada por separação por densidade em numa solução de ZnCl_2 (1500 g dm^{-3}), centrifugação, oxidação (H_2O_2 a 30%) e filtração com membrana de fibra de vidro à vácuo. As membranas foram secas e fotografadas num estereoscópio, analisando 36% da superfície total filtrada e uma inspeção visual foi realizada no programa IMAGEJ, quantificando os MPs de acordo com a abundância, tamanho, forma e cor. Análises geoestatísticas e mapeamento por krigagem foram possíveis nos solos urbanos e agrícolas. Os resultados mostraram que MPs estão abundantes em todas as amostras dos manguezais, com valor mediano de 8391 part kg^{-1} , concentrações altas comparadas com outras regiões do mundo. A abundância mostrou uma variação substancial entre os seis manguezais estudados, sendo que fibras e fragmentos eram altamente dominantes, nas suas variadas cores e tamanhos (tamanho médio = 0,267 mm). Além disso, MPs foram incorporados nas camadas de solos da BTS, uma vez que as concentrações não diferiram significativamente entre as profundidades. Nos solos agrícolas e urbanos, obtivemos resultados semelhantes, com alta concentração em todas as amostras, mesmo distante de fontes poluidoras. Houve um gradiente de poluição com foco nas atividades antrópicas antigas; a ação do vento foi observada no sentido leste e oeste. As concentrações variaram de 833 a 25.271 part kg^{-1} (mediana = 6381 part kg^{-1}), com tamanho entre 0,113 e 0,543 mm. Esses resultados levantam a necessidade de uma investigação mais aprofundada quanto à fonte, deposição, efeitos adversos e distribuição de MPs, assim como o fortalecimento das políticas de proteção desses ecossistemas.

Palavras-Chave: Poluição do solo, microplásticos, poluentes emergentes, manguezais, solos agrícolas, mapeamento geoestatístico

MICROPLASTICS IN SOILS OF COASTAL, RURAL AND URBAN ENVIRONMENTS IN BAHIA

Author: Eldimar da Silva Paes

Adviser: Thomas Vincent Gloaguen

Co-Advisor: Oldair Del'Arco Vinhas Costa

Abstract: Microplastics (MPs) have been studied worldwide in waters and sediments from coastal and aquatic environments, however in the soil the presence of these pollutants started to be evaluated with greater intensity in the last two years. This work joins efforts to fill knowledge gaps regarding the abundance, shape and colors of MPs in soils of marine and terrestrial environments in the State of Bahia. Representing the marine environments, six mangroves from the Baía de Todos os Santos (BTS) were selected, in which 54 composite samples were obtained at the depths of 0-3, 10-13 and 30-33 cm. In the terrestrial environment, 50 samples were obtained at a depth of 1 cm in urban and rural soils in the municipality of Cruz das Almas. Ten grams of the soil were sieved in a 150 µm mesh and treated for microplastics extraction through density separation in a ZnCl₂ solution (1500 g/dm³), centrifugation, oxidation (30% H₂O₂) and vacuum filtration with glass fiber membrane. The membranes were dried and photographed through a stereoscope, analyzing 36% of the total filtered surface and a visual inspection was performed using the IMAGEJ program, quantifying the MPs according to abundance, size, shape and color. Geostatistical analysis and kriging mapping were possible in urban and agricultural soils. The results showed that the MPs are abundant in all mangrove samples, with a median value of 8.391 part kg⁻¹, the high concentrations when compared to other regions of the world. There was a substantial variation among the six mangroves studied, with fibers and fragments being highly dominant, in different colors and sizes (average size = 0,267 mm). MPs were incorporated into the soil layers of BTS, since the concentrations did not differ between depths. In agricultural and urban soils, we obtained similar results, with high concentration in all samples, even far from pollution sources. There was a gradient of pollution with a focus on ancient human activities; the action of the wind was observed in the east and west direction. The concentrations varied from 833 to 25.271 part kg⁻¹ (median = 6381 part kg⁻¹), with a size between 0,113 and 0,543 mm. These results raise the need for further investigation as to the source, deposition, adverse effects and distribution of PMs, as well as the strengthening of ecosystem protection policies.

Key words: Soil pollution, microplastics, emerging pollutants, mangroves, agricultural soils, geostatistical mapping

INTRODUÇÃO

O uso de material plástico nunca esteve tão presente nas atividades humanas quanto atualmente. Aliado ao seu baixo custo e muita praticidade nos diversos usos, sua produção mundial acontece em grandes escalas (ANDRADY; NEAL, 2009). Em 2018, por exemplo, a produção chegou a 359 milhões de toneladas, onde a maior contribuição é representada pela China com 30% da produção e a União Europeia com 17% (STATISTA, 2020). Em consequência, uma questão ambiental muito preocupante é levantada, porque grandes quantidades de resíduos plásticos são descartadas diariamente com pouca ou sem nenhuma forma de gerenciamento adequado.

Esses plásticos têm sido gradativamente degradados por agentes intempéricos, como radiação ultravioleta, forças mecânicas, além de agentes biológicos (bactérias, fungos e biofilmes) formando nanoplásticos e microplásticos (MPs), cuja última terminologia é designada para partículas inferiores a 5 mm (THOMPSON et al., 2004a; GIGAULT et al., 2016; El Hadri et al., 2020; YUAN et al., 2020).

A poluição por MP já foi detectada no Ártico (BERGMANN et al., 2017; FANG et al., 2018; LUSHER et al., 2015; PEEKEN et al., 2018), nas fossas marinhas (JAMIESON et al., 2019) e na atmosfera, podendo ser transportado e depositado nas áreas mais remotas do mundo (ALLEN et al., 2019). A literatura tem reportado MPs nas águas superficiais, espécies marinhas, na coluna d'água e fundo de oceanos (CHOY et al., 2019), nos sais de cozinha (KIM et al., 2018), em intestinos de peixes em rios (WANG et al., 2020), nos sedimentos à beira da praia e em manguezais (IVAR DO SUL; COSTA, 2014; LI et al., 2019, 2020a; MOHAMED NOR; OBBARD, 2014a; ZHOU et al., 2020). Mas a imprevisibilidade do comportamento dos MPs nos mais diversos compartimentos ambientais tem sido motivo de preocupação para muitos cientistas, pois na cadeia alimentar, os MPs podem acarretar uma desconhecida ameaça a toda biodiversidade do planeta.

As pesquisas com MPs têm sido concentradas nos oceanos, entretanto, as investigações acerca deste poluente em ambientes terrestres ganharam notoriedade, o que vem contribuindo para preencher a lacuna sobre estas partículas dispostas no ambiente. Estudos desenvolvidos em sedimentos de manguezais do mar de Java, na Indonésia, mostraram que as concentrações de MPs eram superiores que valores encontrados em ecossistemas próximos, onde as maiores

concentrações de MP ocorriam respectivamente nos manguezais ($896,96 \pm 160,28$ partículas / kg), área portuária para desembarque de pescados ($772 \pm 336,75$ partículas/kg), mar aberto ($639,51 \pm 121,58$ partículas/kg), lago ($206,04 \pm 84,49$ partículas/kg) e estuário do rio ($215,54 \pm 64,58$ partículas/kg) (YONA et al., 2019).

Além de manguezais, MPs ganharam espaços nas pesquisas da ciência dos solos, porque foram comprovados que sua presença em solos afeta as propriedades físico-químicas e biológicas, dificultando o desenvolvimento de plantas e causando efeitos deletérios na biota do solo (BLÄSING; AMELUNG, 2018; DE SOUZA MACHADO et al., 2018, 2019; DENG et al., 2020; DUAN et al., 2020; HUERTA LWANGA et al., 2017).

Com base no uso de plásticos e visando preencher as lacunas do conhecimento sobre microplásticos nos solos de manguezais, urbanos e rurais, este estudo objetivou registrar a presença de microplásticos em ambientes marinho e terrestre. Para tanto serão avaliados: (1) abundância, características como tamanho, forma e cor de MPs em seis diferentes manguezais; e (2) um mapeamento dessas mesmas características em solos rurais e urbanos, através de uma interpolação pelo método de Krigagem ordinária.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEN, S. et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. **Nature Geoscience**, 2019.
- ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 2009.
- BERGMANN, M. et al. High Quantities of Microplastic in Arctic Deep-Sea Sediments from the HAUSGARTEN Observatory. **Environmental Science and Technology**, 2017.
- BLÄSING, M.; AMELUNG, W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 422–435, 2018.
- CHOY, C. A. et al. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. **Scientific Reports**, 2019.
- DE SOUZA MACHADO, A. A. et al. Impacts of Microplastics on the Soil Biophysical Environment. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 17, 2018.

- DE SOUZA MACHADO, A. A. et al. Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance. **Environmental Science and Technology**, 2019.
- DENG, J. et al. Microplastics and accumulated heavy metals in restored mangrove wetland surface sediments at Jinjiang Estuary (Fujian, China). **Marine Pollution Bulletin**, 2020.
- DUAN, J. et al. How mangrove plants affect microplastic distribution in sediments of coastal wetlands: Case study in Shenzhen Bay, South China. **Science of The Total Environment**, p. 144695, 30 dez. 2020.
- EL HADRI, H. et al. Nanoplastic from mechanically degraded primary and secondary microplastics for environmental assessments. **NanoImpact**, 2020.
- FANG, C. et al. Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions. **Chemosphere**, 2018.
- GIGAULT, J. et al. Marine plastic litter: The unanalyzed nano-fraction. **Environmental Science: Nano**, 2016.
- HUERTA LWANGA, E. et al. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 523–531, 2017.
- IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. **The present and future of microplastic pollution in the marine environment** **Environmental Pollution**, 2014.
- JAMIESON, A. J. et al. Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. **Royal Society Open Science**, 2019.
- KIM, J. S. et al. Global Pattern of Microplastics (MPs) in Commercial Food-Grade Salts: Sea Salt as an Indicator of Seawater MP Pollution. **Environmental Science and Technology**, 2018.
- LI, R. et al. Abundance and characteristics of microplastics in the mangrove sediment of the semi-enclosed Maowei Sea of the south China sea: New implications for location, rhizosphere, and sediment compositions. **Environmental Pollution**, 2019.
- LI, R. et al. The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China. **Science of the Total Environment**, 2020.
- LUSHER, A. L. et al. Microplastics in Arctic polar waters: The first reported values of particles in surface and sub-surface samples. **Scientific Reports**, 2015.
- MOHAMED NOR, N. H.; OBBARD, J. P. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, 2014.

- PEEKEN, I. et al. **Microplastic and environmental data from Arctic sea ice**PANGAEA, , 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1594/PANGAEA.886593>>
- STATISTA. **Plastic waste in Europe - Statistics & Facts**. Disponível em: <<https://www.statista.com/topics/5141/plastic-waste-in-europe/>>.
- THOMPSON, R. C. et al. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004.
- WANG, S. et al. Microplastics in wild freshwater fish of different feeding habits from Beijiang and Pearl River Delta regions, south China. **Chemosphere**, 2020.
- YONA, D. et al. Microplastics in the surface sediments from the eastern waters of Java Sea, Indonesia [version 1; referees: 2 approved]. **F1000Research**, 2019.
- YUAN, J. et al. Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics. **Science of the Total Environment**, 2020.
- ZHOU, Q. et al. Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. **Science of the Total Environment**, 2020.

CAPÍTULO 1

**MICROPLÁSTICOS EM SOLOS DE MANGUEZAIS NA BAÍA DE TODOS
OS SANTOS, BAHIA, BRASIL**

MICROPLÁSTICOS EM SOLOS DE MANGUEZAIS NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA, BRASIL

RESUMO: Microplásticos (MPs) tem sido amplamente estudado em sedimentos de ambientes costeiros e ambientes aquáticos, porém a contaminação de solos de manguezais ainda é relativamente desconhecida em boa parte dos manguezais ao redor do mundo. Nesse estudo foi quantificada a presença de microplásticos em solos de manguezais ao redor da Baía de Todos os Santos, localizado no estado da Bahia, litoral leste do Brasil, assim como as características de tamanho, forma e cores. Seis manguezais foram estudados, localizados na Ilha de Itaparica (Cacha Pregó e Ponta Grossa), em estuário do rio Jaguaribe (a jusante a cidade de Nazaré e na Foz do rio Aratuípe), próximo a cidade de Maragogipe e na Ilha de Maré (região metropolitana). Amostras foram retiradas em três profundidades (superfície, 10 cm e 30 cm), em três distancias diferentes com relação à linha de maré baixa. No laboratório, 10 gramas de solos foram peneirados em malha de 150 μm e centrifugados com solução de ZnCl_2 a uma densidade de 1,5 mg/ml para recuperação dos MPs contidos no sobrenadante. Após a extração, o material foi oxidado por 24h por H_2O_2 a 30% e filtrado com membrana através do auxílio de bomba a vácuo. As membranas foram secas e fotografadas através de um estereoscópio cobrindo 36% da superfície total filtrada. Uma inspeção visual foi realizada com o auxílio do programa IMAGEJ, quantificando os MPs conforme abundância, tamanho, forma e cor, sendo posteriormente analisadas estatisticamente. Os resultados mostraram que MPs estavam abundantes em todas amostras analisadas. A abundância mostrou uma variação substancial entre os seis manguezais estudados, sendo que fibras e fragmentos eram altamente dominantes, nas suas variadas cores e tamanhos. Além disso, MPs foram incorporados nas camadas de solos da BTS até 30 cm, uma vez que as concentrações não diferiram significativamente entre as profundidades. Esses resultados comprovam a existência da poluição por MPs na BTS e corrobora para uma necessidade mais aprofundada quanto a investigação de fonte, deposição e distribuição de MPs na BTS, assim como a necessidade de fortalecimento das políticas de proteção desses ecossistemas.

Palavras-Chave: Distribuição, caracterização, abundância, Poluição do solo, microplásticos, poluentes emergentes, manguezais.

MICROPLASTICS IN MANGROVE SOILS OF THE TODOS OS SANTOS BAY, BAHIA, BRAZIL

ABSTRACT: Microplastics (MPs) have been studied in sediments from coastal and aquatic environments, but contamination of mangrove soils is still relatively unknown in most mangroves around the world. In this study, the presence of microplastics in mangrove soils around the Todos Santos Bay, located in the state of Bahia, on the coast of Brazil, was quantified, as well as the characteristics of size, shape and color. Six mangroves were studied, in progress on Itaparica Island (Cacha Pregó and Ponta Grossa), in an Jaguaribe river estuary (downstream the city of Nazaré and in the mouth of the Aratuípe river), near the city of Maragogipe and on the island of Maré (Metropolitan region). Samples were taken at three depths (surface, 10 cm and 30 cm), at three different distances from the low tide line. In the laboratory, 10 grams of soil were sieved in a 150 μm mesh and centrifuged with ZnCl_2 solution at a density of 1.5 kg dm^{-3} to recover the MPs contained in the supernatant. After extraction, the material was oxidized for 24h by 30% H_2O_2 and filtered with a membrane through the aid of a vacuum pump. The membranes were dried and photographed through a stereoscope covering 36% of the total filtered surface. A visual inspection was carried out using the IMAGEJ program, quantifying the MPs as abundance, size, shape and color, and then analyzed statistically. The MPs were abundant in all samples. The concentrations varied among the six mangroves studied, with fibers and fragments highly dominant, with diversity of colors and sizes. In addition, MPs were incorporated into the soil layers of BTS up to 30 cm, since concentrations between depths did not differ significantly. These results prove the existence of PM pollution in BTS and show the need for further investigation of the source, deposition and distribution of PM in BTS, as well as the need to strengthen policies to protect these ecosystems.

Keywords: Distribution, characterization, abundance, soil pollution, microplastics, emerging pollutants, mangroves

1. Introdução

A praticidade com que o uso dos plásticos proporciona no cotidiano da vida humana, aliado ao seu baixo custo, fez com que sua produção se tornasse expressivamente grande na escala mundial (ANDRADY; NEAL, 2009). Em paralelo a isso, uma grande quantidade de resíduos plásticos é lançados diariamente no meio ambiente, sem que haja uma disposição ambientalmente adequada, causando grandes impactos negativos e se transformando em uma grande poluição sem precedentes. Uma boa parte desses plásticos se acumula nos oceanos, sendo que 75% das fontes são de origens terrestres, através da água doce dos rios, atividades domésticas, industriais e portuárias (ANDRADY, 2011; THOMPSON et al., 2004a).

A presença dos microplásticos (MPs) tem sido mundialmente estudada por ser uma poluição de característica emergente, estar presente nos ecossistemas mais remotos e pelo potencial risco à saúde de vertebrados e invertebrados. São partículas plásticas inferiores ou iguais a 5 mm, embora seja reportado na literatura que partículas iguais ou inferiores a 1 mm sejam denominadas pequenos microplásticos, e entre 1 e 5 mm como grandes microplásticos (COLE et al., 2011; IMHOF et al., 2012; MOORE, 2008; THOMPSON et al., 2004b).

Os MPS também podem ser classificados como de origem primária (inferior a 5 mm) como os pellets, pequenas esferas utilizadas em roupas, cosméticos e processos industriais, ou de origem secundária que são os detritos originados da quebra de grandes plásticos através de processos bióticos e abióticos, a exemplo da fotodegradação pela incidência de raios UV, biodegradação por agentes biológicos, influência da variação de temperatura, reações químicas com a água, transformando macroplásticos em partículas cada vez menores, tais como os nanos e os microplásticos (A. GLASER, 2019; CANESI et al., 2015;; EL HADRI et al., 2020; GEWERT;; GIGAULT et al., 2016; ROCHA-SANTOS; DUARTE, 2015;; YUAN et al., 2020).

No ambiente, estes MPs podem ser dissipados através da força do vento, dos escoamentos da chuva, da dinâmica das marés contaminando estuários, águas superficiais, espécies marinhas, coluna d'água, fundo dos oceanos, intestinos de peixes em rios, sedimentos de praia e de fundo (IVAR

DO SUL; COSTA, 2014; LI et al., 2019, 2020a; MOHAMED NOR; OBBARD, 2014a; ZHOU et al., 2020). Apesar de que já foram registrados até mesmo nos ecossistemas mais remotos, como na atmosfera, no Ártico, nas fossas marinhas, nas colunas d'água dos oceanos mais profundos (ALLEN et al., 2019; BERGMANN et al., 2017; FANG et al., 2018; JAMIESON et al., 2019; LUSHER et al., 2015; PEEKEN et al., 2018). A presença de MPs no meio ambiente promove efeitos adversos sobre os aspectos ecológicos, a biodiversidade e conseqüentemente à saúde humana (COX et al., 2019; GALGANI et al., 2010; VENDEL et al., 2017; WANG; ZHENG; LI, 2018).

A preocupação com a presença de MPs nos manguezais tem crescido gradativamente no planeta. Os manguezais estão entre os habitats mais complexos da zona costeira, isso se deve ao fato de estar localizado em uma zona que recebe aporte dos ambientes terrestres e aquáticos, permitindo uma relação entre o mar e o continente, prestando serviços ecológicos como abrigo para reprodução e alimentação de diversas espécies marinhas, manutenção da qualidade e clareza da água, absorção de CO₂ (cinco vezes mais que árvores terrestres), filtragem de poluentes e retenção de sedimentos proveniente do continente e estabilização de sedimentos evitando erosão (LEUNG; CHEUNG, 2017; LI et al., 2019). Além disso, solos de mangue podem agir como agente sequestrante de metais, protegendo os ambientes marinhos da poluição. Esse fato ocorre devido à presença de matéria orgânica e sulfetos, além das condições anóxicas do ambiente (ARAÚJO et al., 2019; LACERDA et al., 1991; NATH; BIRCH; CHAUDHURI, 2013). Estudo pioneiro realizado por Mohamed Nor & Obbard, (2014b) em sete manguezais de Cingapura registraram uma variação de 12 a 62,7 part kg⁻¹ (MOHAMED NOR; OBBARD, 2014b).

A Baía de Todos os Santos (BTS) é uma região da costa leste da Bahia abundante de manguezais, e esses ecossistemas tem sofrido impactos ambientais negativos em decorrência de atividades antrópicas como indústrias, portos, extração de mineração e petróleo (BOMFIM et al., 2015, 2018; DA SILVA et al., 2017; HATJE, V.; ANDRADE, 2009; HATJE et al., 2016, 2019). Porém a maioria dos estudos se concentra na poluição por metais, sendo que pouco ou nenhuma importância tem sido dada com relação à poluição por MPs. O objetivo desse estudo foi registrar a presença de MPs em manguezais da

BTS, assim como obter informações a respeito das suas principais características e sua distribuição espacial nesse ambiente.

2. Materiais e métodos

a. Área de estudo e amostragem

Os manguezais avaliados estão localizados na BTS, costa leste da Bahia, Nordeste do Brasil, com uma extensão de cerca de 1.233 km², clima tropical úmido com precipitação média anual de 2086 mm, evaporação de 1002 mm, e temperatura média anual de 25,3°C (CIRANO; LESSA, 2007), Figura 1.

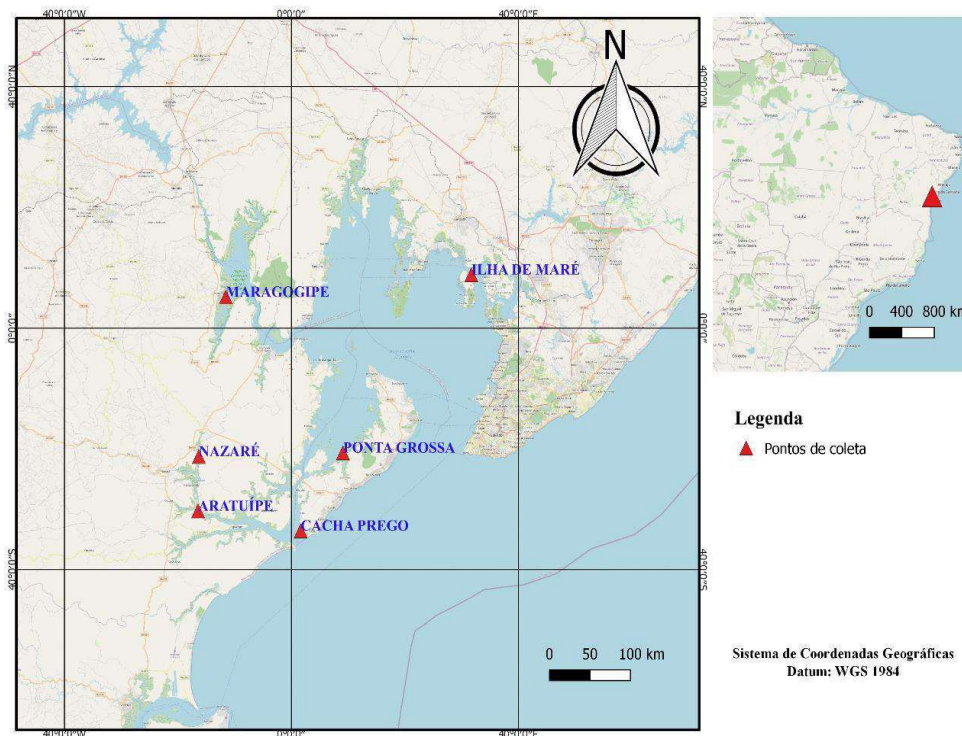


Figura 1: Localização geográfica da Baía de Todos os Santos e locais de amostragem

A estrutura geológica da BTS em grande maioria é determinada por tectonismo (CUPERTINO; BUENO, 2005), sendo associada à separação continental entre a América do Sul e a África. Isso resultou num rift, posteriormente preenchimento de materiais sedimentares, formando a Bacia Sedimentar do Recôncavo (MILANI et al., 2000). Ela é delimitada a leste e ao oeste por falhas do Cretáceo (Falha de Maragogipe e Falha de Salvador) e

eventos ocorridos no terciário e quaternário (BITTENCOURT; DOMINGUEZ; USSAMI, 1999; KING, 1956).

A geomorfologia é dominada por alinhamentos tectônicos, embora os canais de drenagem profunda ocorram na BTS após uma antiga rede de drenagem em direção ao Rio Paraguaçu, Rio Subaé e Baía de Aratu. As áreas mais profundas da baía estão associadas ao paleo-vale do Rio Paraguaçu, atingindo profundidades de 70 metros, segmentado por significativos acúmulo de sedimentos no canal do rio Paraguaçu, Itaparica e nos deltas das marés vazantes de frente para o canal de Salvador (CIRANO; LESSA, 2007).

Foram selecionadas seis florestas de manguezais da BTS: Ponta Grossa (PG) e Cacha Pregro (CP) na Ilha de Itaparica; Ilha de Maré (IM) em Salvador, Maragogipe (MG), foz do rio Aratuípe (FA) e estuário do rio Jaguaripe (EJ), ambos no município de Nazaré, Bahia, Brasil (Figura 1).

Esses manguezais estão em uma zona de frequentes perturbações por ações antrópicas, onde diversos impactos ambientais negativos devido ao crescimento desordenado, densa população, despejos de efluentes domésticos e disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos em manguezais, principalmente nos períodos de maior turismo foram registrados (ARAÚJO, 2015).

A Ilha de Itaparica e a Ilha de Maré estão localizadas na parte superior da BTS, região metropolitana de Salvador. Essas duas áreas são mas severamente perturbados por atividades de grande impactos como atividades petrolíferas (com registro de derramamento de óleo) e industriais (com lançamento de efluentes e descartes de resíduos) as quais podem comprometer espécies marinhas e a vida da população que vive em seu entorno (JESUS, 2011; MIRANDA et al., 2016; SANTOS et al., 2013). Já os manguezais localizados nos estuários do rio Jaguaripe (estuário e Aratuípe) e completamente diferentes, onde prevalecem atividades de pescas e despejos de resíduos líquidos e sólidos urbanos (BARROS et al., 2012).

b. Coleta das amostras

As amostras foram coletadas entre o período de agosto e dezembro de 2019, seguindo método descrito por Frias et al. (2018) e adaptado para as condições de cada manguezal da seguinte forma: em cada manguezal foram demarcados três pontos de amostragem (1) franja ou limite da floresta de mangue em direção ao mar ou rio (Linha A), (2) dentro da floresta de mangue, paralelamente a Linha A em uma distância perpendicular de 50 metros (Linha B), e (3) limite entre a floresta de mangue e o continente, na linha de maré alta com possível acumulo de resíduos (Linha C), Figura 2.

As amostras foram extraídas com auxílio de pás e trados de aço inoxidável, e cada amostra foi composta por três subamostras coletados ao longo de cada linha numa distância de 100 metros, com distanciamento de 50 metros entre elas. Foram coletadas uma parcela de área 20x20 cm nas profundidades de 0-3, 10-13 e 30-33 cm, obtendo um volume otimizado de 1,2 L de cada subamostra, e posteriormente 3,6 L de amostra composta. No total, 54 amostras compostas foram coletadas, armazenadas em temperatura ambiente para secagem. E procedimentos para controle da qualidade foram feitos para evitar contaminação por partículas de MPs suspensas ao ar, a exemplo, secagem em ambiente fechado e armazenagem em sacos de papel.

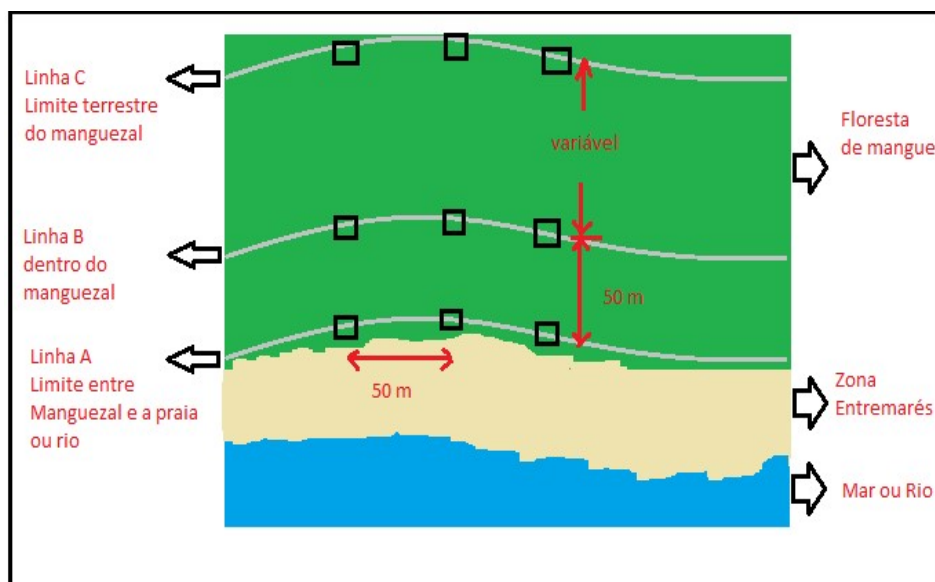


Figura 2: Esquema de amostragem. Adaptado (FRIAS et al., 2018)

c. Extração e quantificação dos microplásticos

Diversas metodologias foram testadas com base na literatura, resultando num método adaptado para solos de manguezais, os MPs foram separados por densidade utilizando uma solução salina, digestão por oxidação, filtração e inspeção visual. Após homogeneizadas as amostras foram quarteadas e separadas em uma parcela de 10 g de solo foram umidificadas, peneiradas em uma malha de 4,75 mm e retidas em malha de fundo de 0,15 mm. Em seguida, foram transferidas para um tubo de centrifuga de 50 mL, adicionado 35 ml de $ZnCl_2$ (densidade de $1,5 \text{ kg dm}^{-3}$) para obter um volume total de aproximadamente 45 mL, e centrifugados a 3000 rpm durante 15 min. Após a centrifugação, os tubos foram colocados em repouso por 5 min, o material sobrenadante foi separado em um becker e adicionado 50 mL de H_2O_2 a 30% para oxidação da matéria orgânica, mantendo em repouso em ambiente fechado por 24h. O método de separação por densidade tem sido amplamente adotado por vários autores porque é de fácil execução e a densidade dos MPs são relativamente leves (DEKIFF et al., 2014; FRIAS et al., 2018; IMHOF et al., 2012; LI et al., 2020a; THOMPSON et al., 2004a; VAN CAUWENBERGHE et al., 2013).

Após a digestão, o material foi adicionado em um kitasato, e através de uma piceta com água deionizada foram retiradas partículas retidas nas paredes das vidrarias com pequenos jatos. O material foi filtrado por uma membrana de $0,45 \mu\text{m}$ com auxílio de bomba a vácuo, e armazenado em placas de petri para secagem em temperatura ambiente (24h). O processo de oxidação da matéria orgânica para os solos de mangue foi ineficiente para quantidades superiores a 10 gramas, devido à alta concentração de matéria orgânica, consumo de H_2O_2 e obstrução das membranas filtrantes, criando camadas sobrepostas de materiais não oxidáveis, impossibilitando a inspeção visual. A maioria dos estudos utiliza uma quantidade maior de solos ou sedimentos, de algumas dezenas a centenas de gramas. No entanto, os sedimentos fluviais ou marinhos, bem como os solos, têm menores teores de matéria orgânica e raízes do que solos de manguezais. Estudos em florestas de mangue no sul da China e em solos agrícolas no leste da Espanha por exemplo, utilizaram respectivamente quantidades de 5 e 3 gramas de solos nas análises, sendo

quantidades inferiores a este estudo (LI et al., 2020a; VAN DEN BERG et al., 2020).

Para identificação e inspeção dos MPs, um método de mapeamento fotográfico foi utilizado com algumas otimizações (HARRISON; OJEDA; ROMERO-GONZÁLEZ, 2012; VIANELLO et al., 2013). Após secagem, os filtros foram fotografados através de estereoscópio com câmera fotográfica acoplada e ampliação de 25x (OLYMPUS BX41) em 17 áreas de unidades de amostragem com 36,75 mm² cada e 36% da superfície total filtrada, conforme as posições mostradas na figura 3. Um total de 1088 fotografias foram inspecionadas visualmente, visto que uma triplicata foi realizada a cada bateria de 8 amostras analisadas. As imagens foram tratadas através do software ImageJ, transferidos para planilhas Excel, sendo proporcionalmente transformados para a área total da membrana e quantificados a abundância em partícula por quilo (part kg⁻¹), diâmetro médio das partículas em micrômetro (µm), sua forma (fibras, fragmentos, espumas, filme e *pellets*) e cores conforme outros estudos (LI et al., 2019, 2020a; ZHANG et al., 2020).

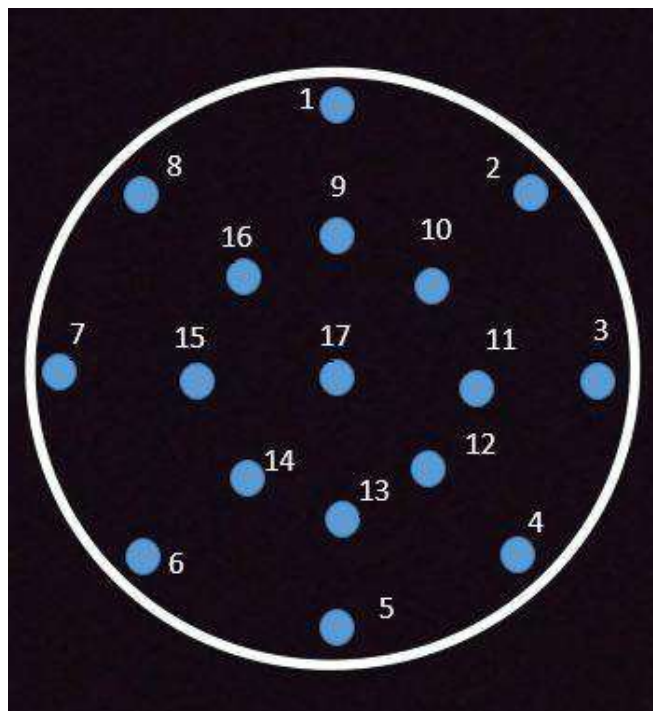


Figura 3: Ilustração do filtro, com as posições onde foram fotografadas 17 subáreas para inspeções visuais

d. Análises estatísticas

Os dados foram submetidos a uma transformação BOX-COX no intuito de normalizar os dados (BOX; COX, 1964). Testes de Shapiro-Wilk foram realizados a uma significância de 95% para verificar a normalidade. Os dados gerais de abundância foram submetidos a estatística descritiva para obtenção de uma média global, porém em seguida uma análise de variância (ANOVA de fator único) e o teste de Tukey a 5% de significância foi realizado para separação das médias da abundância e tamanho dos MPs entre os manguezais estudados. Uma média geométrica entre as linhas e profundidades foi realizada, e uma ANOVA de fator duplo sem repetição foi usada para identificar possíveis diferenças de tamanho e abundância entre as linhas e profundidades dos solos descritos, adotando os mesmos critérios que outros autores (CAMPBELL; WILLIAMSON; HALL, 2017; HILLEBRAND; BENETTI, 2020; MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, 2009; QUINTAES et al., 2006; QUINTAES; HAJ-ISA; MORGANO, 2005; SCHUBERT et al., 2006). A forma e a cor dos MPs foram analisadas nas suas proporções. Os testes estatísticos foram realizados em planilha Microsoft Office Excel[®], através da ferramenta análise de dados e complemento XLSTAT 2019.

3. Resultados e discussão

Neste estudo, três amostras aleatórias foram triplicadas, sendo posteriormente analisada a homogeneidade dos tamanhos e abundância dos MPs dentro das amostras. Os resultados mostraram um coeficiente de variação (CV%) médio de 15,5 e 27,3% respectivamente. Duas triplicatas apresentaram CV% próximos de 10%, enquanto que outra os valores foram superiores a 30%, aumentando o coeficiente médio. Obviamente que se aumentando a quantidade de amostras analisadas, o CV% médio seria inferior a esse apresentado, mas de uma forma geral, foram resultados satisfatórios, dando uma confiança a nível de 15% de precisão, aumentando o critério de avaliação e transparência dos dados nessa área do conhecimento, já que nenhum estudo revisado apresentou essas informações.

a. Microplásticos em solos de manguezais

i. Abundância dos microplásticos em solos de manguezais na BT

Os resultados apresentados na Tabela 1 mostraram a presença de MPs em todas as amostras avaliadas, com uma abundância variando entre 555 a 31.087 partículas por quilo de solo seco (part kg⁻¹). Os níveis de poluição por MPs nos solos de manguezais da BTS são comparáveis à valores encontrados mundialmente, embora os métodos de extração e amostragem ainda não são padronizados.

Tabela 1. Comparação da abundância de microplásticos dos solos de mangue da BTS com estudos no Brasil e no mundo

Localização	Ambiente	Alcance	Média	Referência
Baía de Todos os Santos	Solos de mangue	555 - 31087	8175	Este estudo
Estuário das Pérolas-China	Solos de mangue	100-7900	851	(ZUO et al., 2020)
Baía de Guanabara	águas de superfície	1,4 - 21,3	11,5 ± 8	(OLIVATTO et al., 2019)
Baía de Guanabara	Sedimentos de praia	3-1300 **		(DE CARVALHO; BAPTISTA NETO, 2016)
Baía de Guanabara	Sedimentos de fundo	160 - 1000	528 ± 30	(ALVES; FIGUEIREDO, 2019)
Praias de Niterói	Sedimentos de praia	9,88 - 981,6	166,5	(CASTRO et al., 2020)
Amazonas	Sedimentos de rios	417 - 8178	-	(GEROLIN et al., 2020)
Baía de Vitória	Sedimentos de fundo	0 - 127	-	(BAPTISTA NETO et al., 2019)

Continuação Tabela 1. Comparação da abundância de microplásticos dos solos de mangue da BTS com outros estudos no Brasil e no mundo

Caribe Colombiano	Solos de mangue	31 - 2863	-	(GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2019)
Manguezais China	Solos de mangue	8,3 - 5738,3	414,1	(ZHOU et al., 2020)
Golfo de Beibú na China	Solos de mangue	250 - 3627	273±23-3520±107	(ZHANG et al., 2020)
Costa sul - China	Solos de mangue	54 - 2996	227±173-2249±747	(LI et al., 2019)
Costa de Cingapura	Solos de mangue	4 - 89,9	36,8±23,6	(MOHAMED NOR; OBBARD, 2014b)
Baía de Biscaia - França			67	(PHUONG et al., 2018)
Parque Nacional-EUA	-	43 - 443	-	(YU et al., 2018)
Ilha de Rügen-Alemanha	-	40 - 140	-	(HENGSTMANN et al., 2018)
Vanuatu - Pacífico Sul	Sedimentos de fundo	-	333±115-333300±7300	(BAKIR et al., 2020)
Ilhas Salomão - Pacífico Sul	Sedimentos de fundo	-	50±180-15167±8661	(BAKIR et al., 2020)

**Valores de alcance apresentados por Carvalho e Baptista (2016) estão representados em partículas por metro quadrado

Como mostrado na Tabela 1, esses níveis de poluição encontrados na BTS foram substancialmente superiores aos valores encontrados em manguezais de países da América como na Colômbia (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2019) e EUA (YU et al., 2018); da Europa, como França (PHUONG et al., 2018) e Alemanha (HENGSTMANN et al., 2018); e da Ásia como a China (YUAN et al., 2020; ZHANG et al., 2020; ZUO et al., 2020) e Cingapura.

Pouco se tem estudado sobre a abundância de MP em solos de manguezais no Brasil, mas comparando resultados deste estudo com outros realizados em diferentes ecossistemas brasileiros (ver tabela 1, por exemplo), foi possível evidenciar que os níveis de poluição por MP em manguezais da BTS eram superiores que em sedimentos de praia (CASTRO et al., 2020; DE CARVALHO; BAPTISTA NETO, 2016), sedimentos de fundo (ALVES; FIGUEIREDO, 2019) e águas de superfícies (OLIVATTO et al., 2019) da Baía de Guanabara no Rio de Janeiro, sedimentos de fundo da Baía de Vitória (BAPTISTA NETO et al., 2019) e sedimentos do rio Amazonas (GEROLIN et al., 2020).

Diferenças estatísticas para abundância de MPs foram encontradas entre os seis manguezais estudados na BTS, conforme Análise de Variância – ANOVA de fator único. A tabela 2 apresenta os valores médios, mínimos e máximos de MPs da BTS. O teste de Túkey a uma significância de 95% mostrou uma abundância de MPs em solos de manguezais localizados na foz do rio Aratuípe (16616 part kg⁻¹) e Ponta Grossa (15880 part kg⁻¹) semelhante entre si e superiores que aqueles encontrados em manguezais de Maragogipe (6967 part kg⁻¹), Ilha de Maré (5108 part kg⁻¹) e Nazaré (2910 part kg⁻¹). Concentrações de MPs em CP (10921 part kg⁻¹) foram semelhantes à FA, PG e MG (6967 part kg⁻¹), porém superiores a manguezais da IM (5108 part kg⁻¹) e do estuário do RJ próximo à cidade de Nazaré-BA (2910). Ainda houve diferença de médias entre os manguezais de Maragogipe e Nazaré.

Tabela 2. Abundância de microplásticos nos solos de manguezais da BTS

Locais	Média	Mínimo	Máximo
	----- Part kg-1-----		
Aratuípe	16616a*	9437	24703
Ponta Grossa	15880a	4996	31087
Cacha Preggo	10921ab	4996	17764
Maragogipe	6967bc	5274	10825
Ilha de Maré	5108cd	2776	10825
Nazaré	2910d	555	8882

* Valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre linhas

A abrangência de estudos sobre MPs em solos de manguezais ainda é limitada no mundo quando comparado a outros ecossistemas costeiros. Uma das razões está associada às inúmeras dificuldades encontradas em campo para realização das coletas, tais como a complexidade de locomoção dentro do pântano, plasticidade do solo, entre outros. Observa-se que a maioria das pesquisas ao redor do mundo é relatada na Ásia, principalmente na China, Indonésia e Cingapura (DENG et al., 2021). Nesse sentido foi possível comparar resultados dos ecossistemas de manguezais da BTS com resultados encontrados em ecossistemas com perturbações antrópicas semelhantes na China. A abundância da poluição por MPs nos manguezais da BTS foi maior do que em manguezais considerados Hotspots da China. As maiores concentrações encontradas em manguezais localizados no estuário de Jinjiang em Fujian na China (2340 ± 99 part kg⁻¹), por exemplo, foram inferiores aos menores valores encontrados nesse estudo (Nazaré – 2910 part kg⁻¹) (DENG et al., 2020). Manguezais localizados em zonas industriais do Golfo de Beibu com intensas atividades antrópicas apresentaram uma média de 3520 ± 107 part kg⁻¹, consistentemente inferior que manguezais da BTS (com exceção a Nazaré) (ZHANG et al., 2020). Além disso, 21 manguezais estudados ao longo da costa Sudeste da China tiveram valores médios consideravelmente inferiores às concentrações encontradas na BTS (ZHOU et al., 2020).

Com intuito de subsidiar na interpretação dos resultados, a figura 4 apresenta espacialmente os níveis de abundância de MPs em escala de cores.

Embora as fontes de poluição por MPs ainda não foram estudadas, as maiores abundâncias de MPs encontradas nesse estudo estão relacionadas às áreas de atividades antrópicas mais intensas. E a maior parte das poluições difusas por MPs podem ser oriundas de despejos de esgotos domésticos e industriais das zonas urbanas ao redor da BTS, tais como a zona metropolitana de Salvador, zonas portuárias e zonas industriais como centros industriais de Camaçari e Aratu.

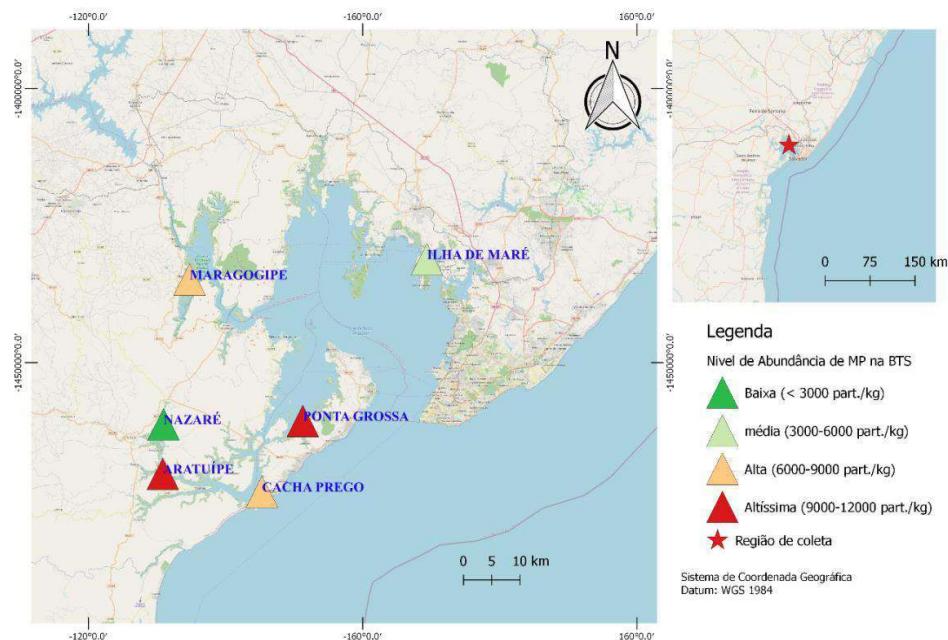


Figura 4: Locais de amostragem com diferentes níveis de abundância de microplásticos nos manguezais da Baía de Todos os Santos

Essas regiões concentram os quatro maiores Produtos Internos Brutos - PIBs e a maior densidade demográfica da Bahia, sugerindo que contribui consideravelmente para o aumento dos MPs nos manguezais da BTS, porém precisa ser melhor compreendido em futuros estudos (IBGE, 2020). Apesar de que muitos estudos ao redor do mundo mostraram que a abundância da poluição por MPs em manguezais está diretamente associadas à fatores como PIB e a densidade populacional (LI et al., 2020a; MOHAMED NOR; OBBARD, 2014a; VIANELLO et al., 2013; ZUO et al., 2020).

Foi observado que Manguezais da Ilha de Itaparica (Ponta Grossa e Cacha Pregó) e de Maragogipe sofrem influência do turismo local e da urbanização, devido aos despejos diretos de efluentes e disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos com predominância de materiais plásticos, tornando uma zona de acumulação de macróplásticos que conseqüentemente se transformam em fontes de MPs devido a sua degradação.

A abundância na foz do rio Aratuípe parece ser difusa, o que significa que os MPs chegam nestes solos através da bacia hidrográfica, proveniente do fluxo do rio, quanto das enchentes de marés que se amortecem na extensa faixa de manguezal, acumulando MPs. Contrária a esta área, a menor abundância foi observada no manguezal de Jaguaripe o que p estar associada a menor perturbação antrópica, com atividades e mais distante do mar.

Além dos fatores antrópicos, a distribuição dos MPs é controlada por mecanismos naturais, podendo ser arrastados ou acumulados pelas oscilações das ondas, dinâmica das marés cheias e vazantes, topografia, extensão, altura, densidade e sistema radicular das florestas de mangue, por exemplo, (LE NGUYEN; VO LUONG, 2019; LI et al., 2019; ZHANG; LIU, 2018; ZHANG et al., 2020). Nesse sentido, a abundância de MPs de manguezais como de Ilha de Maré pode estar mais associado à dinâmica das marés do que com a proximidade dos centros industriais, já que sua abundância foi inferior que Ponta Grossa e Cacha Pregó (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2020; LI et al., 2020a; MAGHSODIAN et al., 2021).

ii. Tamanho dos microplásticos encontrados nos solos de mangue da BTS

Diferenças significativas do tamanho dos microplásticos nos manguezais da BTS podem ser observadas na figura 5. As maiores médias foram observadas nos manguezais de CP e MG com 378 e 428 μm , respectivamente, seguidas dos manguezais de IM (valor) \approx PG > AR (206 μm) \approx RJ (200 μm).

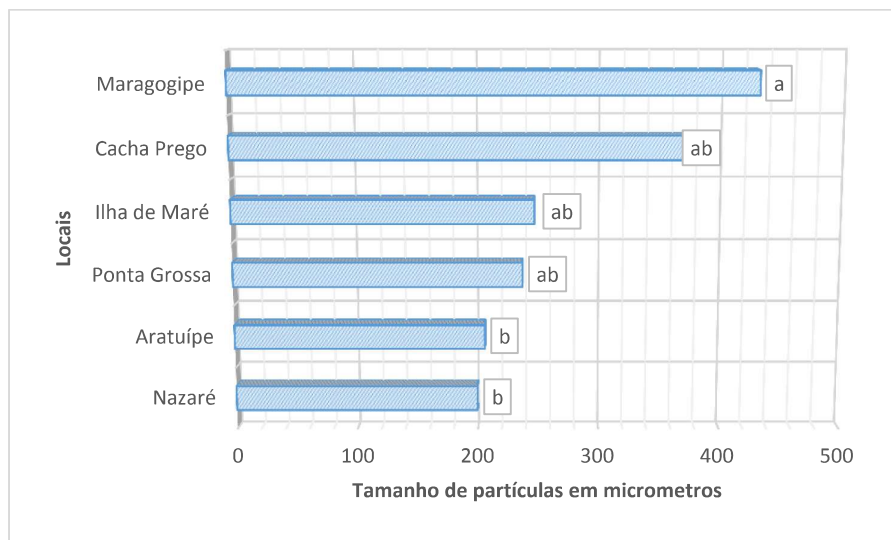


Figura 5: Comparação entre os tamanhos de microplásticos encontrados nos solos de manguezais da Baía de Todos os Santos.

Além disso, muitos estudos revelaram que solos de manguezais também tiveram tamanho de partículas variando numa faixa semelhante a este estudo (DENG et al., 2020; FOK; CHEUNG, 2015; NABIZADEH et al., 2019; NAJI; ESMAILI; KHAN, 2017; ZUO et al., 2020). MPs com tamanhos entre 125 e 500 μm podem ser facilmente capturados por espécies de organismos bentônicos (a exemplo, *Ennucula tenuis* e *Abra nitida*), causando efeitos severos à essa biota (BOUR et al., 2018).

Uma semelhança da faixa de tamanho de partículas foram encontradas em águas do mar de superfície de mangue em diferentes locais do mundo (LIMA et al., 2016; NABIZADEH et al., 2019; PAN et al., 2020; ROSE; WEBBER, 2019).

iii. Distribuição da abundância de microplásticos nos manguezais da BTS

A distribuição horizontal e vertical das quantidades e tamanhos de MPs foram medidos em três diferentes linhas e em três profundidades (Figura 2). A tabela 3 apresenta as médias geométricas das quantidades de MPs em cada linha nos diferentes manguezais, assim como uma média geral entre as linhas dos manguezais da BTS. A Análise de Variância – ANOVA de fator duplo sem repetição (p-valor = 0,947) mostrou nenhuma diferença estatística a um nível

de significância de 95% nas quantidades de MPs entre os limites e dentro da floresta de mangue da BTS. Embora, uma tendência do efeito antrópico local (presença de casas e despejos de macrolásticos) foi perceptível entre as linhas dos manguezais de Aratuípe e Ponta Grossa, sendo que o segundo havia 3 vezes mais MPs na Linha C do que na Linha A, porém não foi possível realizar uma análise estatística específica para cada local, por questões de logísticas (triplicaria o número de amostras).

Tabela 3: Distribuição de MPs dentro dos manguezais da BTS

	CP	EJ	IM	A	PG	MG	Média
Linha A	10786	4264	7621	12130	8140	7308	7952a*
Linha B	14115	3003	4788	18195	16400	6195	8492a
Linha C	8526	1778	3586	20638	29154	7403	7895a

* Valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre linhas

As maiores abundâncias de MPs podem ocorrer tanto na franja quanto no fundo dos manguezais, a depender das configurações locais e fatores ambientais. Manguezais do Golfo de Beibu na China, por exemplo, mostraram que havia mais MPs nas fronteiras terrestres do que nas fronteiras marítimas, revelando que a distribuição de MPs está positivamente relacionada com a velocidade das marés (cheias e vazantes), densidade das plantas e seu comprimento vertical em relação à terra (ZHANG et al., 2020). Enquanto que estudos realizados em manguezais de Futian e Mai Po (ambos na China) tiveram efeito oposto sobre a abundância de MPs, mostrando valores superiores na franja dos manguezais do que dentro e no limite terrestre da floresta de mangue (DUAN et al., 2020).

As análises de variância – ANOVA de fator duplo sem repetições não mostraram diferenças de abundância (p-valor = 0,940) e tamanho (p-valor =

0,349) nas três profundidades (ver tabela 4). A semelhança estatística de MPs na distribuição vertical pode ter sido influenciada com as constantes misturas de materiais oriundos de processos de deposição e acumulação de sedimentos. Estudos realizados em manguezais nas zonas costeiras de Gana, na África, revelaram que havia mais MPs nas camadas subsuperficiais (16-20 e 21-25 cm) do que nas superficiais (0-1 e 1-5 cm), visto que as análises foram feitas a cada 1 cm de profundidade, até a profundidade de 30 cm. Embora a abundância de MPs variasse entre as camadas, os tamanhos não foram significantes, sugerindo que as composições das camadas do solo influência na variabilidade de MPs (CHICO-ORTIZ et al., 2020).

Tabela 4. Concentração e tamanho médio de MPs encontrados nas diferentes profundidades de solos de mangue da BTS

Profundidade (cm)	Abundância (part kg-1)	Tamanho (μm)
0-3	7735	267
10-13	8391	291
30-33	8417	230

iv. Forma das Partículas de Microplásticos dos manguezais da BTS

Em geral as formas das partículas de MPS são classificadas em fragmentos, fibras, filme, espumas e *pellets* (ZHOU et al., 2020; ZUO et al., 2020). Os solos das florestas, áreas ou bosques de mangue da BTS foram dominados por fibras (72%) e fragmentos (23,1%) e em menor proporção na forma de filme (2,6%), *pellet* (1,4%) e espumas (0,9%), (Figura 6) distribuídos em todos os bosques com maior predominância da fibra (Figura 7).

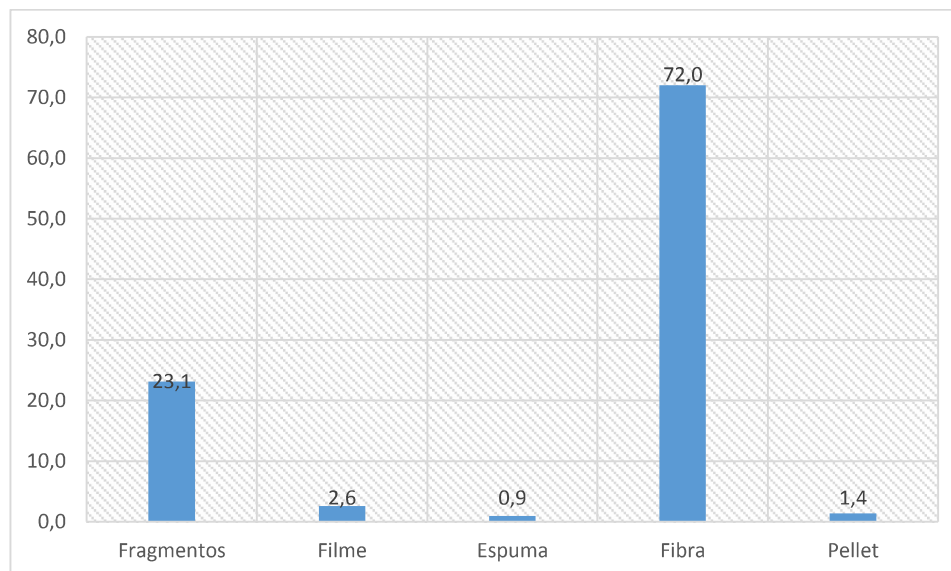


Figura 6. Composição da abundância (% do número de partículas) de acordo a forma dos microplásticos encontrados na Baía de Todos os Santos

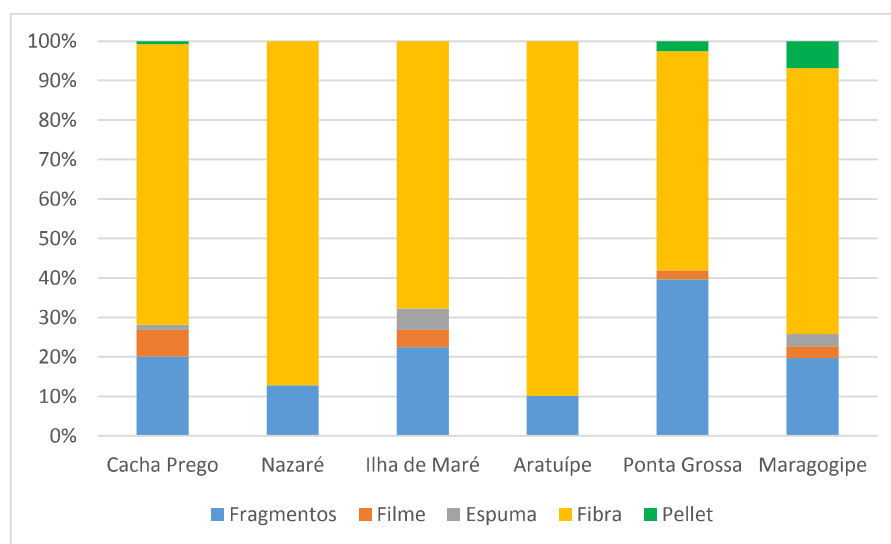


Figura 7: Composição da abundância (em % do número de partículas) de acordo a forma dos microplásticos encontrados em cada manguezal da Baía de Todos os Santos

A predominância de fibras indica que estes MPS são oriundos da descarga de esgoto contaminado com fibras de lavanderia e indústria pesqueira (redes e cordas) (DENG, *et al.* 2021). Enquanto que fragmentos são oriundos da degradação de macroplásticos, que sofreram ação de agentes

químicos, físicos ou biológicos (GIONZA, 2017; KOR; MEHDINIA, 2020; MAGHSODIAN et al., 2021). Observa-se na figura 7 que os manguezais de Nazaré e Aratuípe apresentaram as maiores concentrações (87 e 90%) de fibras em relação às demais áreas, o que pode estar associada a atividades pesqueiras com uso de redes, lançamentos de efluentes das cidades a montante do estuário do rio Jaguaripe.

As fibras também foram prevaletentes em manguezais do estuário do rio das Pérolas, além de portos e pontos turísticos das províncias de Guangdong e Fujian, e em solos de florestas de mangue do Irã (MAGHSODIAN et al., 2021; ZHOU et al., 2020; ZUO et al., 2020). A maior proporção de fibras em diversos manguezais foi relacionada à entrada de descargas de efluentes pelos rios, tornando-se um padrão comumente observado.

A ausência de MPs em forma de filmes foi observada em manguezais da foz do rio Aratuípe e de Nazaré, enquanto que espumas estavam ausentes em Nazaré, Aratuípe e Ponta Grossa. MPs em forma de *pellets* foram as partículas menos comuns entre os manguezais, detectados apenas em Maragogipe, Ponta Grossa e Cacha Preggo, nas suas menores proporções quando comparados às outras formas. Em consonância com este estudo, outros estudos apontaram que *pellets* foram raramente encontrados em maiores proporções em manguezais, indicando que as emissões industriais não eram as principais fontes de poluição (ZHOU et al., 2020; ZUO et al., 2020).

v. Cores das partículas de plásticos encontrados na BTS

Os MPs da BTS ocorrem de uma variedade de cores como branco, preto, vermelho, azul, amarelo, verde e transparente. A figura 8 mostra a proporção dos MPs nos solos de mangue com base nas cores encontradas. Os resultados mostraram uma maior abundância de MPs nas cores brancas (57,5%), verde (25,4%), vermelho (6,8%) e transparente (4,1%) respectivamente. Uma menor abundância ocorreu em MPs de cores preta (1,1%) e amarelo (1,7%). De acordo os resultados mostrados na figura 9, as proporções de MPs nas cores brancas e verdes foram mais abundantes em

todos os seis manguezais estudados, com exceção de Ponta Grossa que teve uma maior composição das cores brancas e vermelhas.

A gama de cores encontradas nos MPs presentes nos manguezais da Baía de Todos os Santos reforça a ideia de que essas partículas são de ordens secundárias, provenientes de desfragmentação de diferentes grandes plásticos. E conseqüentemente, a diversidade das cores de MPs pode colocar em risco espécies da biota existentes nesses ambientes, por apresentarem semelhanças às diversas presas, podendo ser ingeridos de forma enganosa (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2020; KHAN; PREZANT, 2018; LI et al., 2020b; NAIDOO et al., 2020; ORY et al., 2017). Microplásticos coloridos, por exemplo, foram ingeridos por quatro espécies de peixes juvenis associados a manguezais (*O. mossambicus*, *T. jarbua*, *A. dussumieri* e *Mugil* sp.) em KwaZulu-Natal, na África do Sul. As cores mais comuns foram azul, branco, vermelho, opaco e preto (NAIDOO et al., 2020). Enquanto que na China, 30 espécies de peixes associados a ambientes de mangue apresentaram conteúdo microplásticos no trato estomacal com grande variedade de cores (HUANG et al., 2020).

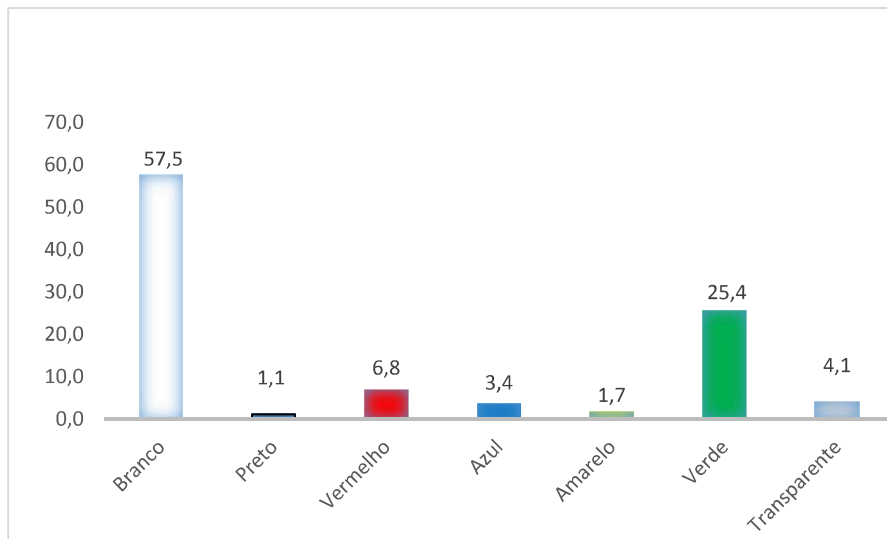


Figura 8: Composição (em % do número total de partículas) do microplásticos dentro das categorias de cores encontradas nos manguezais da Baía de Todos os Santos

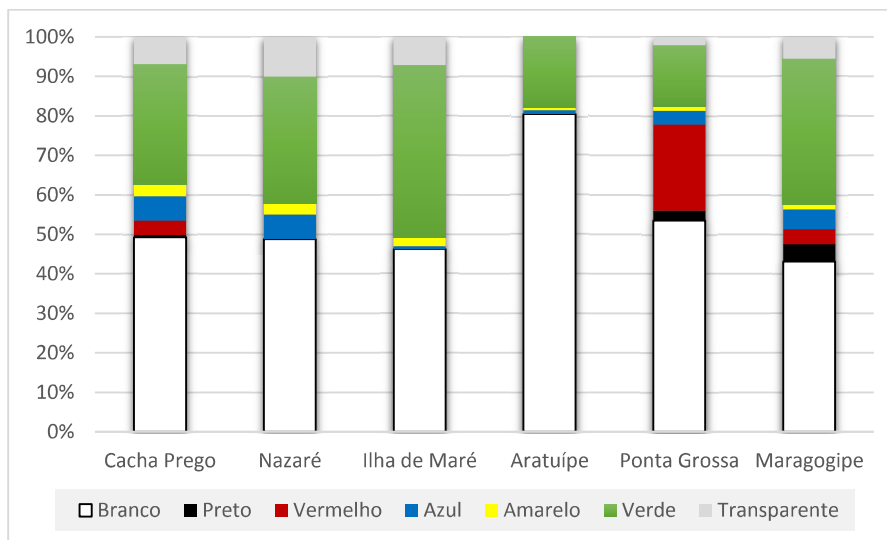


Figura 9: Composição (em % do número total de partículas coletadas) do microplástico dentro das categorias de cores encontradas nos diferentes manguezais da Baía de Todos os Santos

A figura 10 apresenta os diferentes tipos de microplásticos encontrados nos solos de florestas de mangue da BTS.

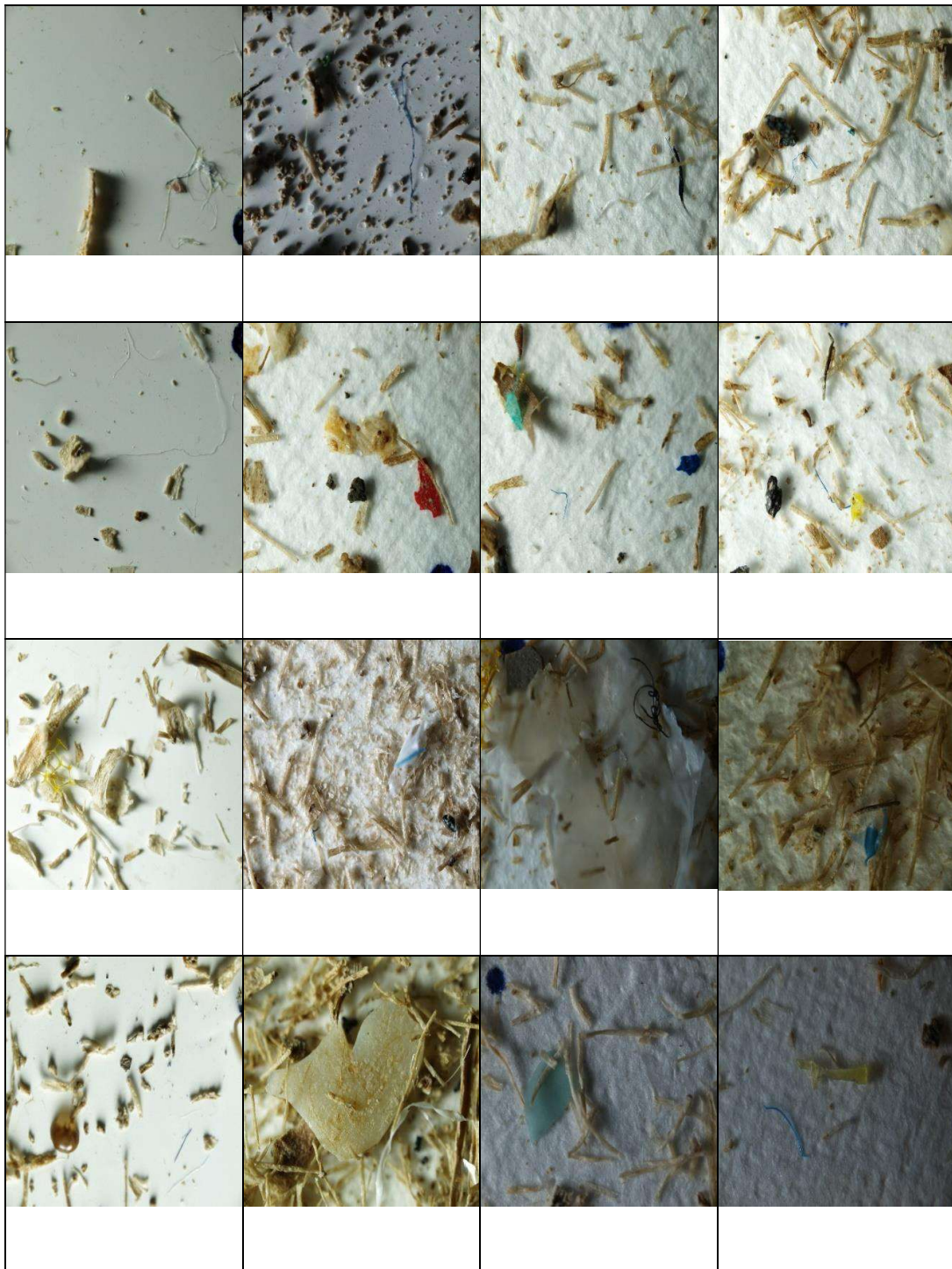


Figura 10: Microfotografias de tamanho 7x5,25 mm dos diferentes tipos de microplásticos encontrados nos solos de manguezais da Baía de Todos os Santos.

4. Conclusão

A investigação dos microplásticos nos solos das seis diferentes florestas de mangue mostrou variação na abundância devido à influência das atividades antrópicas em cada manguezal, se fez presente em todos os manguezais avaliados, sendo predominantemente de ordem secundária, oriundos de grandes plásticos que sofreram ação de intempéries. Esses MPs foram incorporados aos solos por diversos agentes naturais em uma diversidade de quantidades, tamanhos, formas e cores. A alta intensidade das atividades antrópicas locais é um fator que influencia nas concentrações de MPs nos manguezais, porém não é o único. Dada à ubiquidade e prevalência de MPs em solos de mangue da BTS, estudos adicionais são necessários para compreensão dos impactos dessa poluição na saúde e o funcionamento dos manguezais como ecossistemas.

5. Referências bibliográficas

- A. GLASER, J. Biological Degradation of Polymers in the Environment. In: **Plastics in the Environment**. [s.l: s.n.].
- ALLEN, S. et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. **Nature Geoscience**, 2019.
- ALVES, T. S. PESCADORES(AS) ARTESANAIS E PRODUÇÃO DO ESPAÇO: A COMUNIDADE PESQUEIRA DO BAIACU –VERA CRUZ (BA). **Revista da ABPN**, v. 9, n. 23, p. 132–150, 2017.
- ALVES, V. E. N.; FIGUEIREDO, G. M. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. **Marine Pollution Bulletin**, 2019.
- ANDRADY, A. L. **Microplastics in the marine environment****Marine Pollution Bulletin**, 2011.
- ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 2009.
- ARAÚJO, M. C. S. **Conflitos e impactos socioambientais do turismo de segunda residência na Vila de Barra Grande, no município de Vera Cruz - Bahia**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE, 2015.
- ARAÚJO, P. R. M. et al. Bioavailability and sequential extraction of mercury in soils and organisms of a mangrove contaminated by a chlor-alkali plant. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 2019.
- ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence , Effects , and Fate of Microplastic Marine Debris. **Group**, 2009.
- BAKIR, A. et al. Occurrence and abundance of meso and microplastics in sediment, surface waters, and marine biota from the South Pacific region. **Marine Pollution Bulletin**, 2020.
- BAPTISTA NETO, J. A. et al. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. **Ocean and Coastal Management**, 2019.
- BARROS, F. et al. Subtidal benthic macroinfaunal assemblages in tropical estuaries: Generality amongst highly variable gradients. **Marine Environmental Research**, 2012.

- BERGMANN, M. et al. High Quantities of Microplastic in Arctic Deep-Sea Sediments from the HAUSGARTEN Observatory. **Environmental Science and Technology**, 2017.
- BITTENCOURT, A. C. D. S. P.; DOMINGUEZ, J. M. L.; USSAMI, N. Flexure as a tectonic control on the large scale geomorphic characteristics of the eastern Brazil coastal zone. **Journal of Coastal Research**, 1999.
- BLÄSING, M.; AMELUNG, W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 422–435, 2018.
- BOMFIM, M. R. et al. Genesis, Characterization, and Classification of Mangrove Soils in the Subaé River Basin, Bahia, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2015.
- BOMFIM, M. R. et al. Morphology, Physical and Chemical Characteristics of Mangrove Soil under Riverine and Marine Influence: A Case Study on Subaé River Basin, Bahia, Brazil. In: **Mangrove Ecosystem Ecology and Function**. [s.l: s.n.].
- BOUR, A. et al. Environmentally relevant microplastic exposure affects sediment-dwelling bivalves. **Environmental Pollution**, 2018.
- BOX, G. E. P.; COX, D. R. An Analysis of Transformations. **Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)**, 1964.
- CAMPBELL, S. H.; WILLIAMSON, P. R.; HALL, B. D. Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. **FACETS**, 2017.
- CANESI, L. et al. Evidence for immunomodulation and apoptotic processes induced by cationic polystyrene nanoparticles in the hemocytes of the marine bivalve *Mytilus*. **Marine Environmental Research**, 2015.
- CASTRO, R. O. et al. Spatio-temporal evaluation of macro, meso and microplastics in surface waters, bottom and beach sediments of two embayments in Niterói, RJ, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 2020.
- CHICO-ORTIZ, N. et al. Microplastics in Ghanaian coastal lagoon sediments: Their occurrence and spatial distribution. **Regional Studies in Marine Science**, 2020.
- CHOY, C. A. et al. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. **Scientific Reports**, 2019.

- CIRANO, M.; LESSA, G. C. Oceanographic characteristics of Baía De Todos os santos, Brazil. **Revista Brasileira de Geofísica**, 2007.
- COLE, M. et al. **Microplastics as contaminants in the marine environment: A review** **Marine Pollution Bulletin**, 2011.
- COX, K. D. et al. Human Consumption of Microplastics. **Environmental Science and Technology**, 2019.
- CUPERTINO, J. A.; BUENO, G. V. Arquitetura das seqüências estratigráficas desenvolvidas na fase de lago profundo no Rifte do Recôncavo. **Boletim de Geociencias da Petrobras**, 2005.
- DA SILVA, G. S. et al. Persistence and mobility of metals in an estuarine environment 25 years after closure of a lead smelter, Bahia State, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, 2017.
- DE CARVALHO, D. G.; BAPTISTA NETO, J. A. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Ocean and Coastal Management**, 2016.
- DE SOUZA MACHADO, A. A. et al. Impacts of Microplastics on the Soil Biophysical Environment. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 17, 2018.
- DE SOUZA MACHADO, A. A. et al. Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance. **Environmental Science and Technology**, 2019.
- DEKIFF, J. H. et al. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. **Environmental Pollution**, 2014.
- DENG, H. et al. **Microplastics pollution in mangrove ecosystems: A critical review of current knowledge and future directions** **Science of the Total Environment**, 2021.
- DENG, J. et al. Microplastics and accumulated heavy metals in restored mangrove wetland surface sediments at Jinjiang Estuary (Fujian, China). **Marine Pollution Bulletin**, 2020.
- DUAN, J. et al. How mangrove plants affect microplastic distribution in sediments of coastal wetlands: Case study in Shenzhen Bay, South China. **Science of The Total Environment**, p. 144695, 30 dez. 2020.
- EL HADRI, H. et al. Nanoplastic from mechanically degraded primary and secondary microplastics for environmental assessments. **NanoImpact**, 2020.

- FANG, C. et al. Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions. **Chemosphere**, 2018.
- FOK, L.; CHEUNG, P. K. Hong Kong at the Pearl River Estuary: A hotspot of microplastic pollution. **Marine Pollution Bulletin**, 2015.
- FRIAS, J. et al. Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. **JPI-Oceans BASEMAN project**, 2018.
- GALGANI, F. et al. **Marine Strategy Framework Directive: Task Group 10 Report Marine Litter**. [s.l: s.n.].
- GARCÉS-ORDÓÑEZ, O. et al. Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. **Marine Pollution Bulletin**, 2019.
- GARCÉS-ORDÓÑEZ, O. et al. Prevalence of microplastic contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in Cispatá, Colombian Caribbean. **Marine Pollution Bulletin**, 2020.
- GEROLIN, C. R. et al. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. **Science of the Total Environment**, 2020.
- GEWERT, B.; PLASSMANN, M. M.; MACLEOD, M. **Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment****Environmental Sciences: Processes and Impacts**, 2015.
- GIGAULT, J. et al. Marine plastic litter: The unanalyzed nano-fraction. **Environmental Science: Nano**, 2016.
- GIONZA, S. Plastic Pollution. n. May, 2017.
- HARRISON, J. P.; OJEDA, J. J.; ROMERO-GONZÁLEZ, M. E. The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic microplastics in marine sediments. **Science of the Total Environment**, 2012.
- HATJE, V.; ANDRADE, J. B. **Baía de Todos os Santos**. [s.l: s.n.].
- HATJE, V. et al. Detection of environmental impacts of shrimp farming through multiple lines of evidence. **Environmental Pollution**, 2016.
- HATJE, V. et al. Historical records of mercury deposition in dated sediment cores reveal the impacts of the legacy and present-day human activities in Todos os Santos Bay, Northeast Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 2019.
- HATJE, V.; BARROS, F. Overview of the 20th century impact of trace metal contamination in the estuaries of Todos os Santos Bay: Past, present and future

scenarios. **Marine Pollution Bulletin**, 2012.

HENGSTMANN, E. et al. Microplastic in beach sediments of the Isle of Rügen (Baltic Sea) - Implementing a novel glass elutriation column. **Marine Pollution Bulletin**, 2018.

HILLEBRAND, F. J.; BENETTI, A. D. Caracterização da matéria orgânica dissolvida em processos de tratamento de água para consumo humano usando fracionamento rápido. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 2020.

HUANG, J. S. et al. Microplastic accumulation in fish from Zhanjiang mangrove wetland, South China. **Science of the Total Environment**, 2020.

HUERTA LWANGA, E. et al. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 523–531, 2017.

IBGE. **Produto Interno Brutos dos Municípios**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/salvador/pesquisa/38/47001?tipo=ranking>>.

IMHOF, H. K. et al. A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. **Limnology and Oceanography: Methods**, 2012.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. **The present and future of microplastic pollution in the marine environment** **Environmental Pollution**, 2014.

JAMIESON, A. J. et al. Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. **Royal Society Open Science**, 2019.

JESUS, R. DOS S. **Metais traço em sedimentos e no Molusco Bivalve *Anomalocardia brasiliana* (GMELIN, 1791), municípios de Madre de Deus e de Saubara, Bahia**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA, 2011.

KHAN, M. B.; PREZANT, R. S. Microplastic abundances in a mussel bed and ingestion by the ribbed marsh mussel *Geukensia demissa*. **Marine Pollution Bulletin**, 2018.

KIM, J. S. et al. Global Pattern of Microplastics (MPs) in Commercial Food-Grade Salts: Sea Salt as an Indicator of Seawater MP Pollution. **Environmental Science and Technology**, 2018.

KING, L. C. **A geomorfologia do Brasil oriental** **Revista Brasileira de Geografia**, 1956.

- KOR, K.; MEHDINIA, A. Neustonic microplastic pollution in the Persian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, 2020.
- LACERDA, L. D. et al. Iron and chromium transport and accumulation in a mangrove ecosystem. **Water, Air, and Soil Pollution**, 1991.
- LE NGUYEN, H. T.; VO LUONG, H. P. Erosion and deposition processes from field experiments of hydrodynamics in the coastal mangrove area of Can Gio, Vietnam. **Oceanologia**, 2019.
- LEUNG, J. Y. S.; CHEUNG, N. K. M. Can mangrove plantation enhance the functional diversity of macrobenthic community in polluted mangroves? **Marine Pollution Bulletin**, v. 116, n. 1–2, p. 454–461, 15 mar. 2017.
- LI, R. et al. Abundance and characteristics of microplastics in the mangrove sediment of the semi-enclosed Maowei Sea of the south China sea: New implications for location, rhizosphere, and sediment compositions. **Environmental Pollution**, 2019.
- LI, R. et al. The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China. **Science of the Total Environment**, 2020a.
- LI, R. et al. Field study of the microplastic pollution in sea snails (*Ellobium chinense*) from mangrove forest and their relationships with microplastics in water/sediment located on the north of Beibu Gulf. **Environmental Pollution**, 2020b.
- LIMA, A. R. A. et al. Changes in the composition of ichthyoplankton assemblage and plastic debris in mangrove creeks relative to moon phases. **Journal of fish biology**, 2016.
- LIPPIATT, S.; OPFER, S.; ARTHUR, C. Marine Debris Monitoring and Assessment: Recommendations for Monitoring Debris Trends in the Marine Environment. **NOAA Technical Memorandum**, 2013.
- LUSHER, A. L. et al. Microplastics in Arctic polar waters: The first reported values of particles in surface and sub-surface samples. **Scientific Reports**, 2015.
- MAGHSODIAN, Z. et al. Microplastics accumulation in sediments and *Periophthalmus waltoni* fish, mangrove forests in southern Iran. **Chemosphere**, 2021.
- MILANI, E. J. et al. Petróleo na margem continental Brasileira: Geologia,

- exploração, resultados e perspectivas. **Revista Brasileira de Geofísica**, 2000.
- MIRANDA, L. S. et al. Oil-suspended particulate material aggregates as a tool in preventing potential ecotoxicological impacts in the São Paulo river, Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil: Influence of salinity and suspended particulate material. **Marine Pollution Bulletin**, 2016.
- MOHAMED NOR, N. H.; OBBARD, J. P. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, 2014a.
- MOHAMED NOR, N. H.; OBBARD, J. P. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, 2014b.
- MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 4. ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 2009.
- MOORE, C. J. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. **Environmental Research**, 2008.
- NABIZADEH, R. et al. Microplastic pollution on the Persian Gulf shoreline: A case study of Bandar Abbas city, Hormozgan Province, Iran. **Marine Pollution Bulletin**, 2019.
- NAIDOO, T. et al. Quantification and characterisation of microplastics ingested by selected juvenile fish species associated with mangroves in KwaZulu-Natal, South Africa. **Environmental Pollution**, 2020.
- NAJI, A.; ESMAILI, Z.; KHAN, F. R. Plastic debris and microplastics along the beaches of the Strait of Hormuz, Persian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, 2017.
- NATH, B.; BIRCH, G.; CHAUDHURI, P. Trace metal biogeochemistry in mangrove ecosystems: A comparative assessment of acidified (by acid sulfate soils) and non-acidified sites. **Science of the Total Environment**, 2013.
- OLIVATTO, G. P. et al. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 2019.
- ORY, N. C. et al. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. **Science of the Total Environment**, 2017.
- OSPAR. Guideline for monitoring marine litter on the beaches in the OSPAR Maritime Area. **OSPAR Commission**, 2010.
- PAN, Z. et al. Riverine microplastic pollution matters: A case study in the

- Zhangjiang River of Southeastern China. **Marine Pollution Bulletin**, 2020.
- PEEKEN, I. et al. **Microplastic and environmental data from Arctic sea ice**PANGAEA, , 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1594/PANGAEA.886593>>
- PEIXOTO, J. A. S. **Bahia de Todos os Santos: vulnerabilidades e ameaças**. [s.l.] Universidade Federal da Bahia, 2008.
- PEREIRA, T. DE S. et al. Distribution and ecotoxicology of bioavailable metals and As in surface sediments of Paraguaçu estuary, Todos os Santos Bay, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 99, n. 1–2, p. 166–177, 15 out. 2015.
- PHUONG, N. N. et al. Microplastic abundance and characteristics in French Atlantic coastal sediments using a new extraction method. **Environmental Pollution**, 2018.
- QUINTAES, K. D. et al. Migração de minerais de panelas brasileiras de aço inoxidável, ferro fundido e pedra-sabão (esteatito) para preparações culinárias. **Archivos Latinoamericanos de Nutricion**, 2006.
- QUINTAES, K. D.; HAJ-ISA, N. M. A.; MORGANO, M. A. Concentração de ferro e aceitação de iogurte preparado em iogurteiras de ferro fundido: (Migração de ferro e aceitação de iogurte). **Archivos Latinoamericanos de Nutricion**, 2005.
- ROCHA-SANTOS, T.; DUARTE, A. C. **A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment**TrAC - Trends in Analytical Chemistry, 2015.
- ROSE, D.; WEBBER, M. Characterization of microplastics in the surface waters of Kingston Harbour. **Science of the Total Environment**, 2019.
- SANTOS, L. F. P. et al. Assessment of cadmium and lead in commercially important seafood from São Francisco do Conde, Bahia, Brazil. **Food Control**, 2013.
- SCHUBERT, A. et al. Variação anual de metilxantinas totais em amostras de *Ilex paraguariensis* A. St. - Hil. (Ervamate) em Ijuí e Santa Maria, Estado do Rio Grande do Sul. **Quimica Nova**, 2006.
- STATISTA. **Plastic waste in Europe - Statistics & Facts**. Disponível em: <<https://www.statista.com/topics/5141/plastic-waste-in-europe/>>.
- THOMPSON, R. C. et al. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004a.
- THOMPSON, R. C. et al. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**,

2004b.

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. **Marine Pollution Bulletin**, 2013.

VAN DEN BERG, P. et al. Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils. **Environmental Pollution**, 2020.

VENDEL, A. L. et al. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. **Marine Pollution Bulletin**, 2017.

VIANELLO, A. et al. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 2013.

WANG, J.; ZHENG, L.; LI, J. **A critical review on the sources and instruments of marine microplastics and prospects on the relevant management in China** **Waste Management and Research**, 2018.

WANG, S. et al. Microplastics in wild freshwater fish of different feeding habits from Beijiang and Pearl River Delta regions, south China. **Chemosphere**, 2020.

YONA, D. et al. Microplastics in the surface sediments from the eastern waters of Java Sea, Indonesia [version 1; referees: 2 approved]. **F1000Research**, 2019.

YU, X. et al. Occurrence and distribution of microplastics at selected coastal sites along the southeastern United States. **Science of the Total Environment**, 2018.

YUAN, J. et al. Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics. **Science of the Total Environment**, 2020.

ZHANG, G. S.; LIU, Y. F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. **Science of the Total Environment**, v. 642, p. 12–20, 2018.

ZHANG, L. et al. Dynamic distribution of microplastics in mangrove sediments in Beibu Gulf, South China: Implications of tidal current velocity and tidal range. **Journal of Hazardous Materials**, 2020.

ZHOU, Q. et al. Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. **Science of the Total Environment**, 2020.

ZUO, L. et al. Microplastics in mangrove sediments of the Pearl River Estuary,

South China: Correlation with halogenated flame retardants' levels. **Science of the Total Environment**, 2020.

CAPÍTULO 2

MAPEAMENTO DE MICROPLÁSTICOS EM SOLOS RURAIS E URBANOS

MAPEAMENTO DE MICROPLÁSTICOS EM SOLOS RURAIS E URBANOS: ESTUDO DE CASO NO ESTADO DA BAHIA, BRASIL

RESUMO: Este trabalho busca avaliar a distribuição da abundância, características como forma, cores e tamanho de microplásticos (MPs) em solos urbanos e rurais no entorno do município de Cruz das Almas, através de um mapeamento pioneiro com geoestatística. As amostras foram coletadas em um raio de 2 km no entorno da área urbana do município, sendo aleatoriamente espaçadas em 1 km através de um gride amostral, abrangendo solos urbanos e rurais. Um total de 50 amostras compostas (três subamostras) foram coletadas na superfície – 1 cm do solo. Após as amostras serem quarteadas e homogeneizadas, 10 gramas de solos foram peneirados em malha de 5 mm e retidas em malha 150 µm para extração de microplásticos. O solo peneirado foi mergulhado em um tubo de centrifugação com uma solução de ZnCl₂ (1,5 kg dm⁻³) para extração de MPS pelo método de separação por densidade. Os tubos foram submetidos a centrifugação por 15 min a 3000 rpm, oxidação por H₂O₂ a 30% durante 24h, e posterior filtração com membrana de fibra de vidro à vácuo. As membranas foram secas e fotografadas através de um estereoscópio, analisando 36% da superfície total filtrada e inspecionadas visualmente através do programa IMAGEJ. Foram quantificadas abundância, tamanho, forma e cor. Os dados foram modelados geoestatisticamente por krigagem e foram realizados mapas usando os programas SAGA e QGIS. Os resultados mostraram que MPs estão abundantes em todas as amostras analisadas, com concentrações altas comparativamente à diversas regiões do mundo. Um mapeamento da distribuição da abundância, forma e cores dos MPs foi possível, e um gradiente de poluição com foco nas atividades antrópicas antigas e ação do vento foram observadas no sentido leste e oeste. Esses são os primeiros indícios da contaminação geral por MPs nos solos do município, mesmo em áreas distantes de fontes poluidoras, alertando a comunidade científica para investigações quanto aos efeitos desse poluente na biota e nas propriedades dos solos da região.

Palavras-chave: Solos agrícolas, mapeamento geoestatístico, microplásticos, poluição ambiental, fibras, fragmentos.

MICROPLASTICS MAPPING IN RURAL AND URBAN SOILS: CASE STUDY IN THE STATE OF BAHIA, BRAZIL

Abstract: This work aims to evaluate the distribution of abundance, characteristics such as shape, color and size of microplastics (MPs) in urban and rural soils around the municipality of Cruz das Almas, with a pioneering mapping using geostatistics. Samples were collected in a 2 km radius around the urban area of the municipality, being randomly spaced in 1 km through a sampling grid, covering urban and rural soils. A total of 50 composite samples (three subsamples) were collected on the soil surface (1 cm). After being quartered and homogenized, 10 grams of soil were sieved in a 5 mm mesh and retained in a 150 μm mesh for the extraction of microplastics. The sieved soil was dipped in a centrifuge tube with a solution of ZnCl_2 ($1,5 \text{ kg dm}^{-3}$) to extract MPS by the density separation method. After centrifugation for 15 min at 3000 rpm, oxidation by H_2O_2 at 30% for 24 hours, the samples were filtrated on vacuum with glass fiber membrane. The membranes were dried and photographed through a stereoscope, analyzing 36% of the total filtered surface and visually inspected using the ImageJ software for analysis of abundance, size, shape and color. The data were geostatistically analyzed by kriging using SAGA and QGIS software. The results showed that the MPs are abundant in all analyzed samples, with high concentrations when compared to various regions of the world. A mapping of the distribution of abundance, shape and colors of the MPs was possible, and a source gradient with a focus on ancient human activities and wind action was observed in the east and west direction. These are the first evidence of global contamination by MPs in the municipality's soils, even in areas far from polluting sources, alerting the scientific community to investigations regarding the effects of this pollutant on the biota and on the properties of the region's soils.

Keyword: Agricultural soils, geostatistical mapping, microplastics, environmental pollution, fibers, fragments.

1. Introdução

A investigação dos microplásticos (MPs) é o mais novo tópico de poluição dentro da ciência do solo, e cientistas vem se esforçando para avaliar a frequência de ocorrência, evidenciar os mecanismos de introdução dessas partículas no ecossistema solo, assim como mensurar o tamanho do problema em sua escala real, de forma a identificar os efeitos deletérios no solo, na fauna e flora, na produção agrícola e conseqüentemente na saúde pública, visando buscar alternativas para as perspectivas futuras. Dentre os principais tópicos de pesquisas, a identificação da abundância, distribuição e características como forma, cores, tamanho e composição de polímeros são os primeiros passos a serem elucidados em busca do conhecimento dessa emergente poluição (CORRADINI et al., 2021; PIEHL et al., 2018; YU et al., 2021).

Os MPs são conhecidos como partículas ou detritos de plásticos com tamanhos inferiores a 5 mm, provenientes da produção industrial (MPs primários) ou da degradação por ações de intempéries (MPs secundários). Outras terminologias também são utilizadas para caracterizá-los, tais como os nanoplásticos (1 a 1000 nanômetros) e os pequenos (<1 mm) e grandes (1-5 mm) microplásticos (A. GLASER, 2019; ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; COLE et al., 2011; EL HADRI et al., 2020; IMHOF et al., 2012; MOORE, 2008; THOMPSON et al., 2004a). Essas partículas ao serem incorporadas no meio ambiente, são tidas como grande ameaça ambiental global, podendo comprometer o meio em diferentes escalas (HENDERSON; GREEN, 2020; ISOBE et al., 2019). As primeiras evidências de MPs foram conduzidas em ambiente aquático como nos oceanos, mas atualmente foram estendidas para ambientes terrestres como solos, rios, estuários, sedimentos de rios e praias, lagos, geleiras e até mesmo na atmosfera (ALLEN et al., 2019; BERGMANN et al., 2017; BLÄSING; AMELUNG, 2018; CHOY et al., 2019; FANG et al., 2018; HE et al., 2018; IVAR DO SUL; COSTA, 2014; JAMIESON et al., 2019; LUSHER et al., 2015; PEEKEN et al., 2018; ROCHMAN, 2018).

Recentemente a poluição por microplásticos no solo ganhou notoriedade porque aproximadamente 70% dos poluentes plásticos encontrados nos oceanos ocorriam em consequência das erosões de solos continentais que foram arrastados para o mar (HORTON et al., 2017). Os MPs têm efeitos deletérios

sobre os aspectos ecológicos, a biodiversidade e conseqüentemente à saúde humana (COX et al., 2019; GALGANI et al., 2010; VENDEL et al., 2017; WANG; ZHENG; LI, 2018). Nos ecossistemas solos, os níveis de abundância, distribuição e características de MPS foram relatados ao redor do mundo (CORRADINI et al., 2019, 2021; LI et al., 2020; NG; OBBARD, 2006; RAFIQUE et al., 2020; YU et al., 2021; ZHANG et al., 2020a). Além disso, MPs merece uma atenção específica na ciência do solo, porque vários estudos comprovam que as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo podem ser alteradas, afetando o desenvolvimento das plantas, tais como densidade aparente, capacidade de retenção de água, relação funcional entre a atividade microbiana e os agregados estáveis em água (BLÄSING; AMELUNG, 2018; DE SOUZA MACHADO et al., 2018, 2019; DENG et al., 2020; DUAN et al., 2020; HUERTA LWANGA et al., 2017; LI; SONG; CAI, 2020; RILLIG et al., 2019; SU et al., 2020; YU et al., 2021).

No Brasil, embora a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) criada em 2010 pela lei 12.305, estabelece critérios para uma gestão eficiente dos Resíduos Sólidos (RS) em escala municipal, estadual e federal, mais da metade (cerca de 53%) das cidades não cumprem a determinação legal. Visto que em 2018, aproximadamente 79 milhões de toneladas de RS foram gerados, sendo que 72 milhões (cerca de 92%) foram coletados, dos quais apenas 43,3 milhões (59,5% do coletado) foram destinados a aterros sanitários. E dentre o total de resíduos coletados e reciclados pelas cooperativas e associações de catadores entre 2017-2018, apenas 14,4 e 11,3 toneladas (cerca de 17%) eram plásticos. (ABRELPE, 2019; ANTENOR; SZIGETHY, 2020; BALDIM; GUEDES; CAMARINI, 2020; GODECKE; NAIME; CHAVES, 2012; IPEA, 2012). Evidentemente uma grande quantidade de resíduos plásticos está sendo dispostas de forma inadequada no meio ambiente, se tornando fontes terrestres de MPs sem precedentes, precisando urgentemente ser compreendidos. Este trabalho traz pela primeira vez uma abordagem sobre os aspectos terrestres da poluição por MPs na cidade de Cruz das Almas-BA, onde foram avaliadas a distribuição da abundância e suas características como forma, cores e tamanho em solos urbanos e rurais no entorno do município.

2. Materiais e métodos

a. Área de estudo e coleta das amostras

A área de estudo fica localizado no município Cruz das Almas, Bahia, Brasil caracterizado por uma altitude média de 225 m, clima sub-úmido, conforme a classificação de Thornthwaite, temperaturas médias anuais de aproximadamente 24,2° C e precipitação pluviométrica média de 1206 mm (RIBEIRO; WALTER, 2008). A vegetação típica é a Mata Atlântica (Floresta Estacional Semi-decidual), porém completamente substituída por pastagens, atividades agrícolas e urbanas e com predomínio do Latossolo Amarelo Distrocoeso típicos conforme Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (RODRIGUES et al., 2009; SANTOS H. G. ET, 2018).

Para delimitação da área de estudo e planejamento amostral, o software QuantumGIS versão 2.18.27 foi utilizado e as seguintes etapas foram realizadas: (1) delimitação do perímetro urbano através da criação de um polígono em formado *shapefile*; (2) delimitação da área de estudo com distância de 2 km em torno do perímetro urbano, através da ferramenta *Buffer*, em formato *shapefile*; (3) definição de pontos aleatórios igualmente espaçados a 1 km de distância dentro da área de estudo, através da ferramenta *Random Points in Layer Bounds*, disponível na caixa de ferramenta (*Processing-Toolbox-Random Points*); (4) extração das coordenadas geográficas dos pontos através da ferramenta *Field Calculator*, na tabela de atributos e (5) exportação das coordenadas para aparelho receptor GPS de modo a geolocalizar os pontos de coleta em campo. A figura 1 apresenta a localização geográfica da área de estudo e os pontos amostrados.

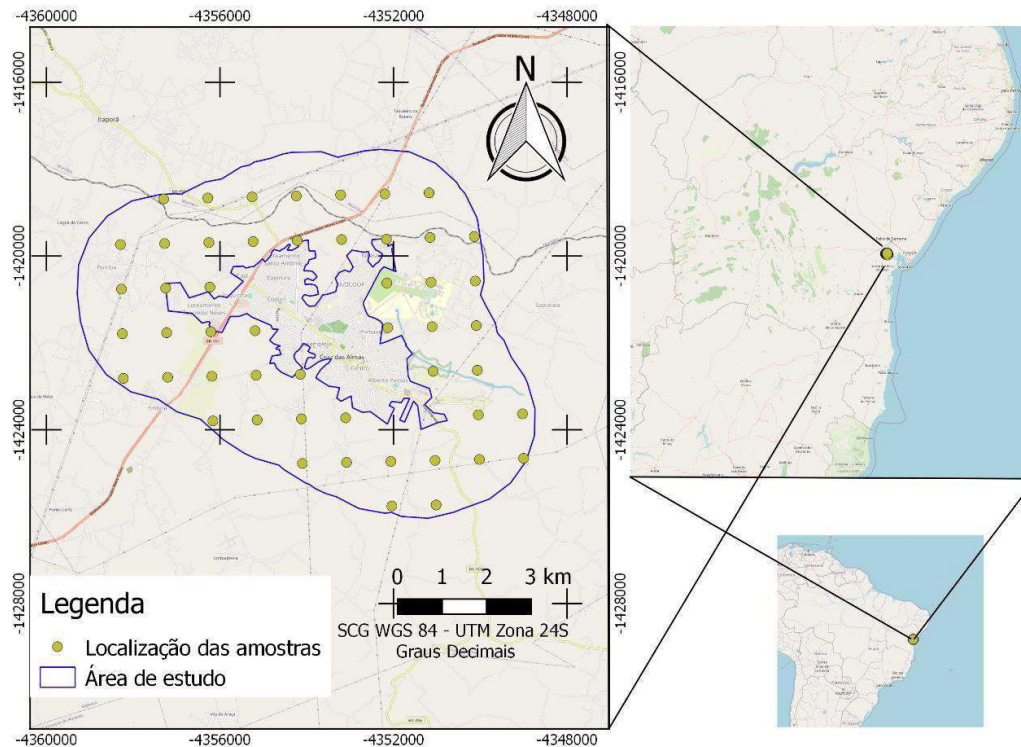


Figura 1: Localização geográfica da área de estudo e dos locais amostrados

Na área de estudo, 50 pontos de coleta foram definidos, e para cada ponto localizado, três amostras simples, com equidistância de 3 m, na profundidade de 0-1 cm e um volume de 10x20x1 cm³ foram coletadas na superfície do solo, para formação de uma amostra composta de 600 cm³. Antes da coleta do solo, a vegetação rasteira existente foi removida com auxílio de escavadores e pás (Figura 2). No total foram coletadas 50 amostras no entorno do município de Cruz das Almas, englobando solos urbanos e rurais, com presença de terrenos baldios, loteamentos em aberto, atividades agrícolas, pastagens e ervas daninha. Posteriormente as amostras foram levadas para laboratório, secas ao ar e armazenadas.



Figura 2: Coleta das camadas de solos para composição das amostras

b. Extração e quantificação dos Microplásticos

As amostras foram tratadas em laboratório, através do quarteamento e peneiramento em malha de 5 mm, sendo posteriormente retidas em peneira 0,15 mm de modo a eliminar as partículas indesejadas como raízes de plantas. O peneiramento a 0,15 mm foi determinado após diversos ensaios, permitindo a eliminação de fragmentos vegetais finos que permaneceriam durante o tratamento das amostras, mascarando os MPs nas microfotografias. O método de separação por densidade foi empregado para extração dos MPs, conforme estudos anteriores. (FRIAS et al., 2018; HE et al., 2018; LI et al., 2020; THOMPSON et al., 2004b; VAN CAUWENBERGHE et al., 2013). Neste procedimento, 10 gramas de solos foram inseridos em tubos de centrifugação (50 mL) contendo solução salina de $ZnCl_2$ a uma densidade de $1,5 \text{ kg dm}^{-3}$ e levados a centrifugação a 3000 rpm por 15 minutos. Posteriormente, os sobrenadantes foram extraídos e condicionados em beckers para oxidação da matéria orgânica através de uma solução de H_2O_2 30% por um período de 24h. Após esse período, o material foi filtrado em membranas de $0,45 \mu\text{m}$ com auxílio de bomba a vácuo. As membranas foram armazenadas em placas de petri para secagem natural por 24h.

A visualização dos MPs foi realizada através de um microscópio de modelo OLYMPUS BX41 com câmera acoplada e uma lente de 25x. Foram fotografadas 17 áreas na membrana, correspondentes a 36% da sua área superficial total, conforme ilustrado na figura 3. O método de mapeamento fotográfico realizado em outros estudos não foi claramente explicado, sendo que uma varredura completa

seria impossível nesse estudo. Basicamente um ou dois estudos fizeram fotografias de aproximadamente 5% da área da superfície do filtro (HARRISON; OJEDA; ROMERO-GONZÁLEZ, 2012; VIANELLO et al., 2013).

As fotos foram inspecionadas visualmente com auxílio do programa IMAGEJ, identificando área de partícula para posteriormente calcular um diâmetro médio, quantificando sua abundância, forma e cores de acordo a literatura (LI et al., 2019b, 2020; ZHANG et al., 2020a). Posteriormente os dados foram transferidos para planilha Excel, de modo a serem transformados proporcionalmente conforme a área total da superfície da membrana e quantificando em unidades correspondentes a 1 kg de solo, tais como a abundância em partícula por quilo (part kg⁻¹) e diâmetro médio das partículas em micrômetro (μm).

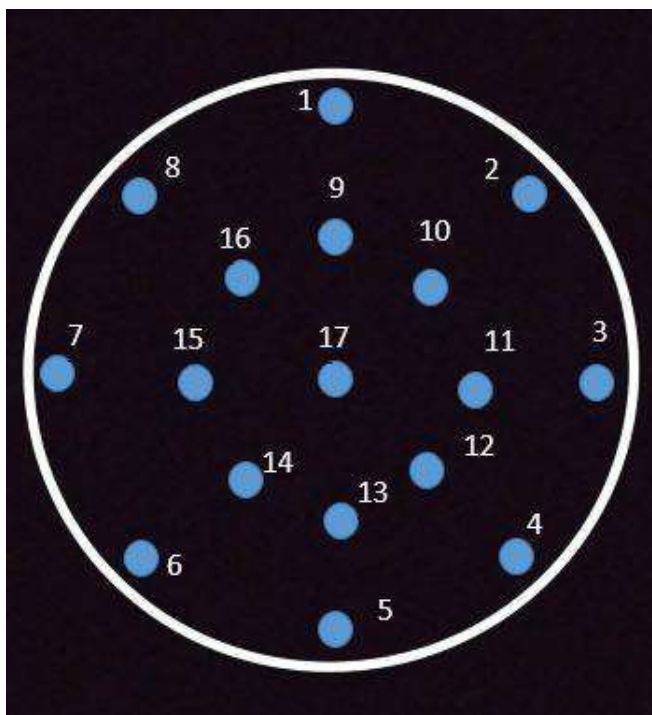


Figura 3: Esquema das posições fotografada da membrana filtrante. Imagem meramente ilustrativa, as áreas não estão na escala. Adaptado.

c. Análises estatísticas e mapeamento espacial

Com objetivo de normalizar os dados uma transformação BOX-COX foi realizada (BOX; COX, 1964) teste de Shapiro-Wilk a uma significância de 95%. Uma análise estatística descritiva foi realizada, incluindo média, mediana,

máximos e mínimos. O programa SAGA GIS (2.3.2) foi utilizado para obtenção dos variogramas, e para interpolação espacial da abundância dos MPs através da ferramenta geoestatística Krigagem ordinária. O mapa de abundância foi exportado para o programa QuantumGIS versão 2.18.27 para otimização do efeito visual. O QuantumGIS foi utilizado também para confecção dos mapas com diagramas da distribuição espacial das formas e cores dos MPs encontrados neste estudo.

3. Resultados e discussão

a. Concentrações e tamanho de microplásticos em solos antropizados

Os resultados mostraram que MPs estavam presentes em todas as 50 amostras observadas, variando de 833 a 25.271 part kg⁻¹, sendo que em média os solos apresentaram uma abundância de 6.727 part kg⁻¹ e tamanho de 240 µm (Tabela 1). Outra forma de observar a abundância dos MPs pode ser observada na Figura 4, onde foi calculada a quantidade por m² no primeiro centímetro de solo, através de uma densidade de conhecida.

Tabela 1: Resumo descritivo da abundância e tamanho de MPs encontrados nos solos

	Abundância	Tamanho
	Part kg ⁻¹	µm
Mínimo	833	113
Média	6723	240
Mediana	6387	237
Máximo	25271	543

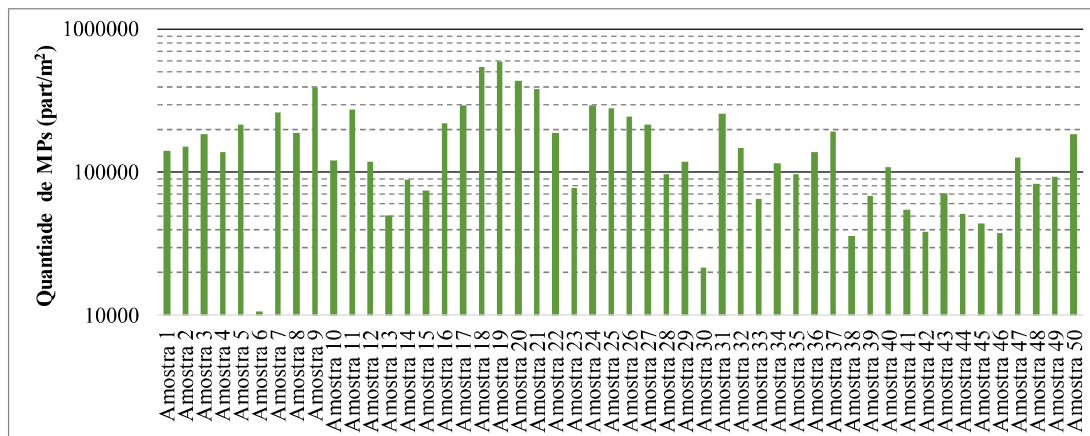


Figura 4: Abundancia de MPs em amostras superficiais (1 cm) de solos rurais e urbanos no município de Cruz das Almas

Os MPs com tamanhos de 300, 200 e 400 μm tiveram 66, 20 e 12% frequentes nas amostras analisadas respectivamente (figura 5). Uma comparação das concentrações de MPs em solos ao redor do mundo é apresentada na tabela 2. As concentrações de MPs foram consistentes com estudos realizados no Paquistão e na China respectivamente, embora os tamanhos de MPs fossem contrastados, haja vista que os solos estudados no Paquistão foram dominados por partículas entre 300 e 500 μm , enquanto que na China prevaleceram partículas inferiores a 100 μm (RAFIQUE et al., 2020; WANG et al., 2021).

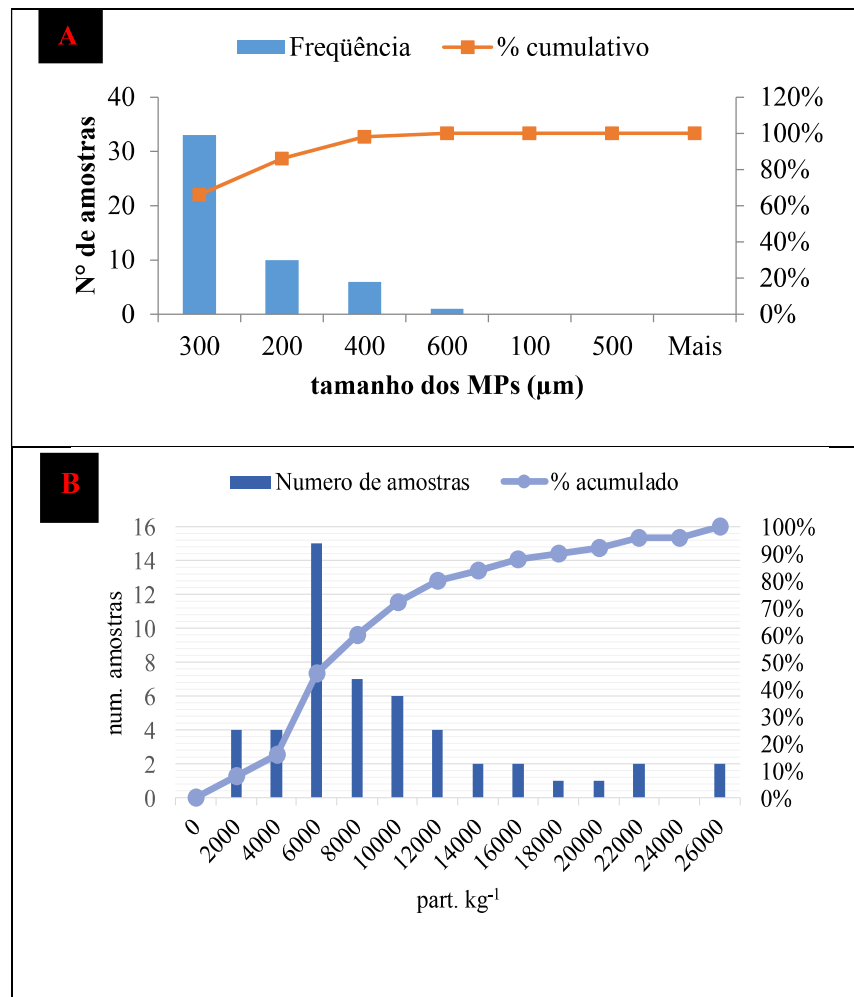


Figura 5: Frequência de MPs nos solos com base no tamanho (A) e abundância das partículas de MPs (B).

Solos industriais na Austrália e solos agrícolas na Dinamarca tiveram concentrações mais altas que este estudo, variando de 300-67.500 mg kg^{-1} e 82000 part kg^{-1} respectivamente. Por outro lado, solos de várzea da Suíça, solos agrícolas de uma região Chinesa e da Alemanha foram relatados com concentrações de MPs substancialmente inferiores a este estudo (Tabela 2). Neste sentido, a proximidade com áreas urbanas e intensividade das atividades antrópicas (agrícolas e industriais) locais foram consistentemente associadas a este estudo (HARMS et al., 2020; HE et al., 2018; LIU et al., 2018a; SCHEURER; BIGALKE, 2018).

Tabela 2: Comparação global entre as concentrações de MPs nos solos

Ambiente	País	Abundância de MPs	Tamanho (μm)	Referência
Agrícola e urbano	Brasil	6723 (833-25271) part kg-1	240	Este estudo
Solo	Paquistão	4482 \pm 2315 part kg-1	300-500	(RAFIQUE et al., 2020)
Agrícolas	China	4496 \pm 1082 part kg-1	< 100	(WANG et al., 2021)
Várzea	Suíça	0-593 part kg-1	125-500	(SCHEURER; BIGALKE, 2018)
Agrícolas	China	78 \pm 12,91 part kg-1	191 \pm 13	(LIU et al., 2018b)
Industriais	Austrália	300-67500 mg kg-1	-	(FULLER; GAUTAM, 2016)
Agrícolas	Alemanha	3,7 \pm 11,9 part kg-1	100-500	(HARMS et al., 2020)
Costeiros	China	740 (1,4-14713) part kg-1	100-500	(ZHOU et al., 2018)
Solos	China	7100-42960 part kg-1	-	(ZHANG; LIU, 2018)
Agrícola	Dinamarca	82000 part kg-1	-	(VOLLERTSEN; HANSEN, 2017)

A figura 6 representa a distribuição espacial das concentrações dos MPs encontrados no entorno do município de Cruz das Almas-BA. Para esse mapeamento, foram considerados os cinquenta pontos amostrados de modo que uma interpolação pelo método de Krigagem ordinária foi realizada. As áreas coloridas representam uma estimativa do que pode ocorrer de MPs nesses solos, considerando as concentrações dos pontos amostrados mais próximos. As isolinhas representadas mostram uma variação linear das concentrações de MPs, espaçadas de 500 part kg-1.

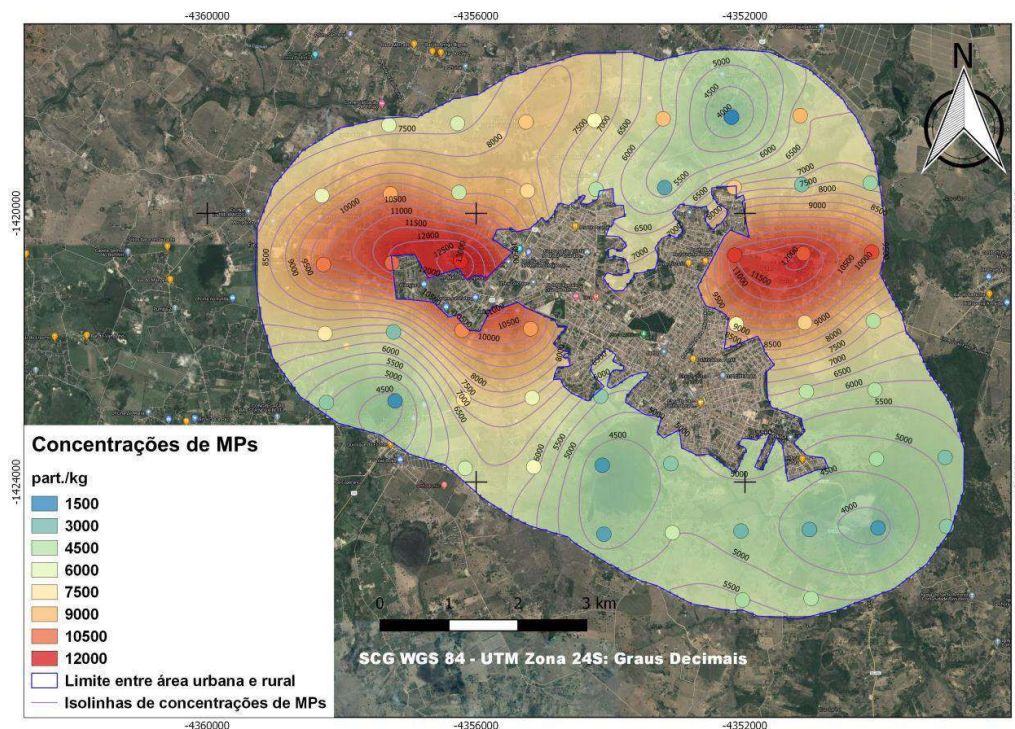


Figura 6: Distribuição espacial das concentrações de MPs em solos no entorno da cidade de Cruz das Almas

Surpreendentemente os MPs tiveram uma linearidade espacial com gradiente de variação em toda área de estudo (figura 7), onde foi observada com maior intensidade no sentido leste e oeste do mapa. As concentrações na região oeste apresentaram uma variação nas médias estimadas de 13.000 para 7.000 part kg-1 a medida que afastou da zona urbana do município. Essa região do mapa apresenta características de expansão populacional acelerado de população de baixa renda, com terrenos baldios, loteamentos e construções de

novas moradias, tais como as comunidades de Embira e Pumba, onde, conseqüentemente a falta de gestão de resíduos, podem-se observar solos constantemente usados para descartes inadequados de resíduos plásticos.

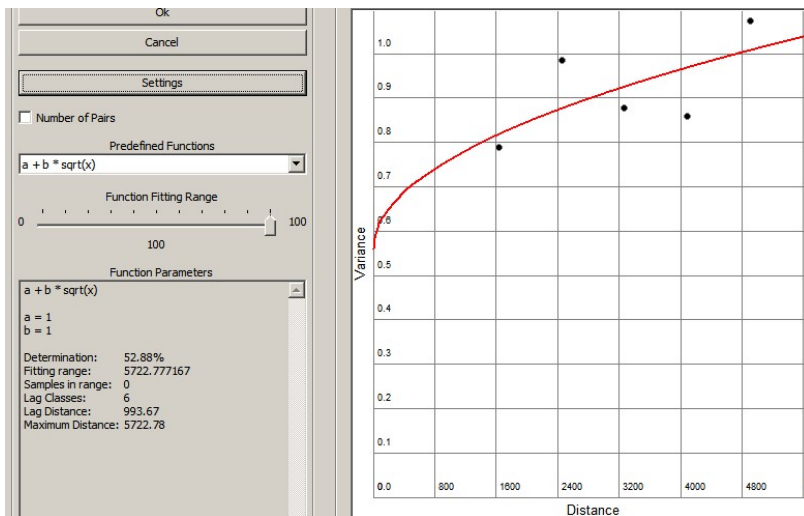


Figura 7: Semivariograma experimental da variável concentração

Embora uma redução da quantidade de MPs ocorresse em sentido da zona rural, o número de MPs em solos mais distantes ainda foi elevado. Notoriamente ocorre uma dispersão dos MPs em solos agrícolas e pastagens, que pode ter sido influenciada por deposição atmosférica, pelo escoamento das chuvas ou até mesmo pelas práticas de cultivos e usos de grandes plásticos nos processos de produção agrícola.

Uma pluma de MPs com concentrações similares aos encontrados na zona oeste também foi detectado no sentido leste do mapa. Porém a dispersão dessas partículas ocorreu em todas as direções, com concentrações variando de 12.000 a 4.000 part kg⁻¹. Essa região fica situada a Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB, onde atividades de ensino e pesquisas agrícolas com práticas de campo ocorrem há décadas, usando material plástico para sistema de irrigação, casas de vegetação, entre outros, que ao se degradar geram MPs que se acumularam ao longo dos anos. Outra fonte potencial de MPs surge de despejos de resíduos plásticos em terrenos que limitam a UFRB e a sede do município, especificamente no bairro Tabela.

A distribuição de MPs nos solos pode ser afetada por fatores naturais, antrópicos ou múltiplos. Dentre as atividades antrópicas, as atividades agrícolas

são apontadas como propulsoras de MPs nos solos através de resíduos plásticos gerados nos processos produtivos, visto que práticas de plantios com uso de filmes plásticos, sombrites, equipamentos de irrigação e aplicação de fertilizantes, bem como plásticos oriundos de embalagens de defensivos, são tecnologias bastante utilizadas na agricultura atualmente, e conseqüentemente sua disposição inadequada são fontes presentes que contribui para o acúmulo de futuros MPs (BLÄSING; AMELUNG, 2018; YU et al., 2021; ZHOU et al., 2020).

Solos agrícolas têm recebido aplicações de lodos de esgotos provenientes do tratamento de esgotos domésticos como fontes de nutrientes, principalmente em solos da Europa e em alguns países da América Latina, porém MPs tem sido abundantemente encontrado nesses resíduos, e conseqüentemente incorporado nos solos de uma maneira muito perigosa, visto que sua fragmentação ocorre constantemente via radiação ultravioleta, decomposição microbiana e por práticas agrícolas como aragem. Alguns tipos de fertilizantes e pesticidas são compostos de MPs do tipo *pellets* na sua composição, podendo contribuir para o acúmulo dessas partículas nos solos (CORRADINI et al., 2019; DU et al., 2020; LI et al., 2019a; ROLSKY et al., 2020; TANG et al., 2018; TIWARI et al., 2019; VAN DEN BERG et al., 2020). Notoriamente a prática de aplicação de lodos de esgoto não é comum na região de Cruz das Almas, mas as poeiras do tráfego rodoviário, por exemplo, e de resíduos domésticos provenientes da deposição atmosférica são fatores que influenciam na distribuição de MPs destes solos, por serem solos de campo aberto (CHEN et al., 2020; YU et al., 2021).

Resíduos sólidos urbanos, tais como os resíduos domésticos e industriais, depositados em terrenos baldios e lixões, aterros sanitários, despejos próximos a rodovias, tem contribuído para acúmulo de plásticos nos solos e posteriormente distribuição de MPs por outros agentes naturais. Estudos realizados recentemente têm associado indicadores antrópicos com a distribuição de MPs, tais como densidade populacional, desenvolvimento socioeconômico no entorno das áreas estudadas, onde ocorrem atividades antrópicas com maior intensidade (HURLEY; NIZZETTO, 2018; LI et al., 2020; SU et al., 2020; WANG et al., 2019; ZHOU et al., 2021).

Características naturais do meio ambiente também podem afetar diretamente na distribuição dos MPs no solo, a exemplo da textura que pode influenciar diretamente na abundância. Esta relação foi observada por Yu et al.,

(2021) na correlação da distribuição dos MPs entre a percentagem de silte e argila. Consequentemente MPs podem migrar nas camadas do solo interagindo com propriedades físicas, tais como a porosidade, densidade aparente, estrutura e agregados do solo, capacidade de retenção de água e condutividade hidráulica (BLÄSING; AMELUNG, 2018; DE SOUZA MACHADO et al., 2018; LI; SONG; CAI, 2020). Fatores topográficos como elevação, e fatores climáticos como tempestades fortes, ventos, escoamento superficial e lixiviação também tem sido relatados como fatores importantes na dispersão de MPs nos solos (BLÄSING; AMELUNG, 2018; SU et al., 2020; ZHOU et al., 2021). E entre fatores biológicos, foram relatados deslocamento de MPs por consequência de atividades de minhocas (HUERTA LWANGA et al., 2017).

b. Forma dos microplásticos

De acordo as características visuais analisadas, a figura 8 apresenta a proporção de MPs encontrada nas amostras desse estudo com base na sua forma. Foram detectados 88,67% na forma de fibras, seguido de fragmentos (10,15%), filmes (0,92%) e *pellets* (0,26%).

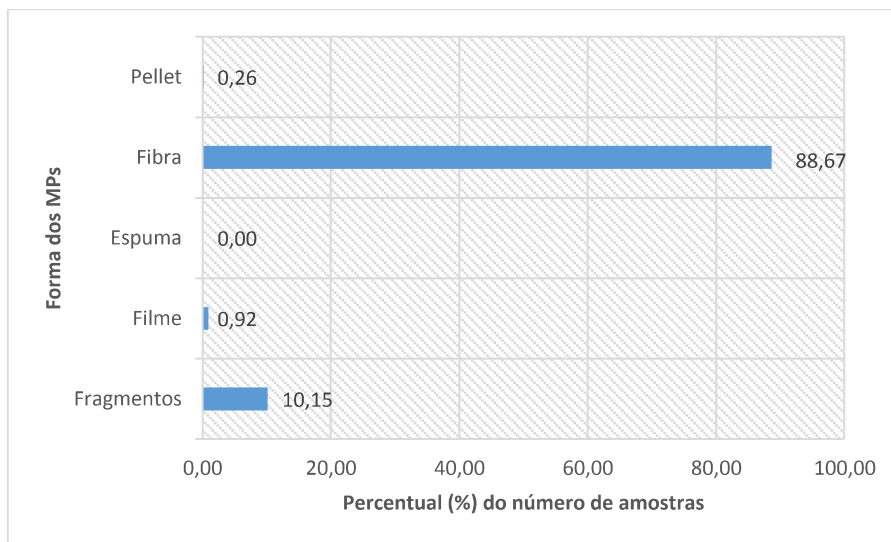


Figura 8: Percentual de MPs nas amostras com base nas formas das partículas

A distribuição espacial de MPs com base na sua forma é apresentada na figura 9. As fibras foram dominantes em toda área de estudo, sendo que em alguns locais específicos ao norte e sul do mapa eram a única forma presente. Já os fragmentos estavam presentes principalmente em amostras nas proximidades

da zona urbana, rodovias e estradas rurais ao sentido Leste-Oeste do mapa, onde as atividades antrópicas eram mais intensas. Filmes, espumas e *pellets* foram detectados de maneira pontual em poucas amostras, provavelmente onde o descarte de resíduos domésticos como sacolas plásticas e produtos de higiene ocorreu *in loco*.

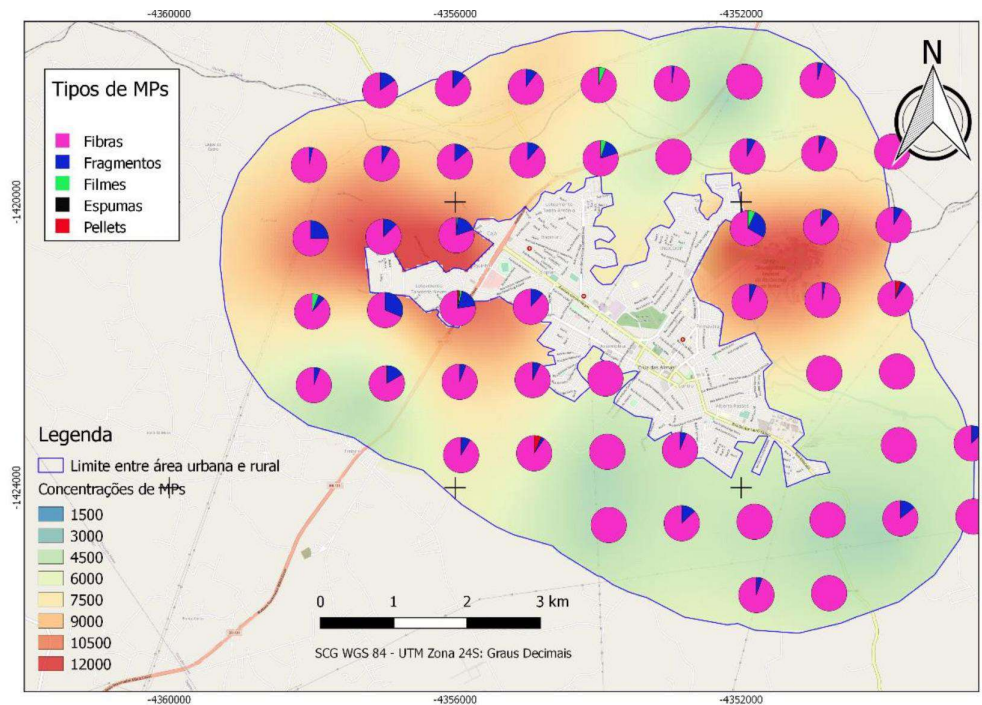


Figura 9: Proporção de diferentes formatos de MPs nos locais de amostragem

Essa maior proporção de fibras foram consistentes com estudos realizados em Mellipille no Chile e na província de Shanghai na China (CORRADINI et al., 2019; LIU et al., 2018a; LV et al., 2019; ZHANG; LIU, 2018). Solos tropicais estudados em uma bacia na Índia também apresentaram maior proporção de fibras (57,14%), fragmentos (34,29%) e filmes (5,71), sugerindo que esses MPs podem ser oriundos de descartes inadequados de resíduos plásticos ao longo de ruas ou terrenos, sendo transportados e depositados pela ação do vento (deposição atmosférica) e escoamento superficial (AMRUTHA; WARRIER, 2020; BLÄSING; AMELUNG, 2018; HURLEY; NIZZETTO, 2018; WANG et al., 2019). Aparentemente as fibras eram similares a outros estudos realizados, com características semelhantes a fios ou pedaços de linhas com uma alta nitidez e brilho, enquanto que os fragmentos tinham superfícies brilhantes, com variadas

cores nítidas e quebradiças (FRY et al., 2016; RAFIQUE et al., 2020; ZHOU et al., 2018). Com base nesses resultados, podemos supor que existe uma poluição difusa de MPs na forma de fibras (dominante em toda a região) que podem ser oriundas de diversos têxteis, facilmente transportadas pelo vento, na qual se adiciona uma poluição pontual na forma de fragmentos, provavelmente associados a degradação de lixos descartados pontualmente.

c. Cores dos microplásticos

Os percentuais de MPs com base nas cores encontrados nos solos são apresentados na figura 10. Cinco cores foram observadas com predomínio do azul (52,78%) e brancas (41,01%), seguidos do vermelho (2,88%), transparente (2,03) e preto (1,31%). A figura 11 apresenta a distribuição espacial dos MPs com base nas cores, onde MPs azuis estavam presentes em toda área de estudo, enquanto que a cor branca na maioria delas. As partículas azuis em sua maioria são fibras que podem ter sido dispersadas pela deposição atmosférica (figura 9). MPs nas cores branca (52,9%) e azul (27,9%) também dominaram amostras de solos tropicais estudados na Índia (AMRUTHA; WARRIER, 2020). Em contrastes, os percentuais de MPs em solos agrícolas na China apresentaram maior abundância nas cores transparentes (27,1%), branco (24,2%), e verde/azul (17,1%), conseqüentemente similar a estudos realizados em uma fazenda agrícola no sudoeste da Alemanha (PIEHL et al., 2018; YU et al., 2021). Outros estudos na China mostraram dominância de MPs translúcidos (46,3%) e pretos (39,4%) (LIU et al., 2018a).

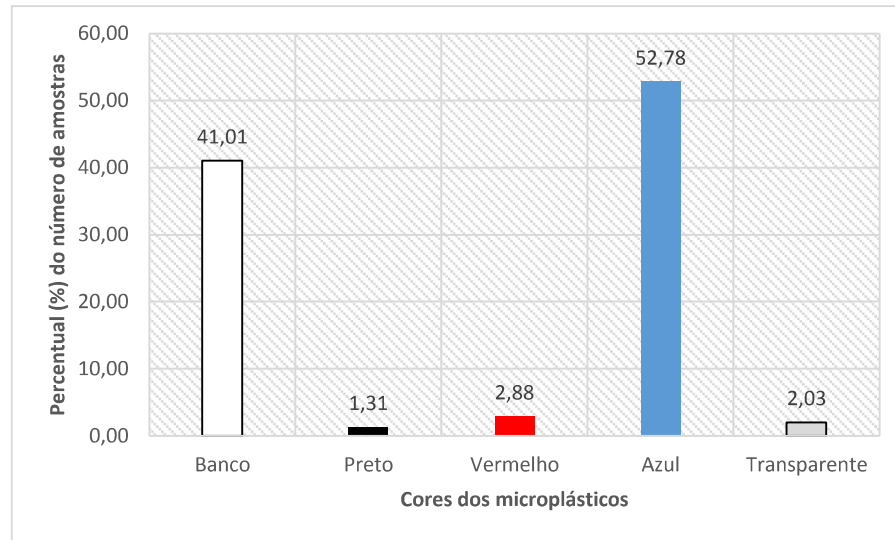


Figura 10: Percentual de MPs nas amostras com base nas cores encontradas

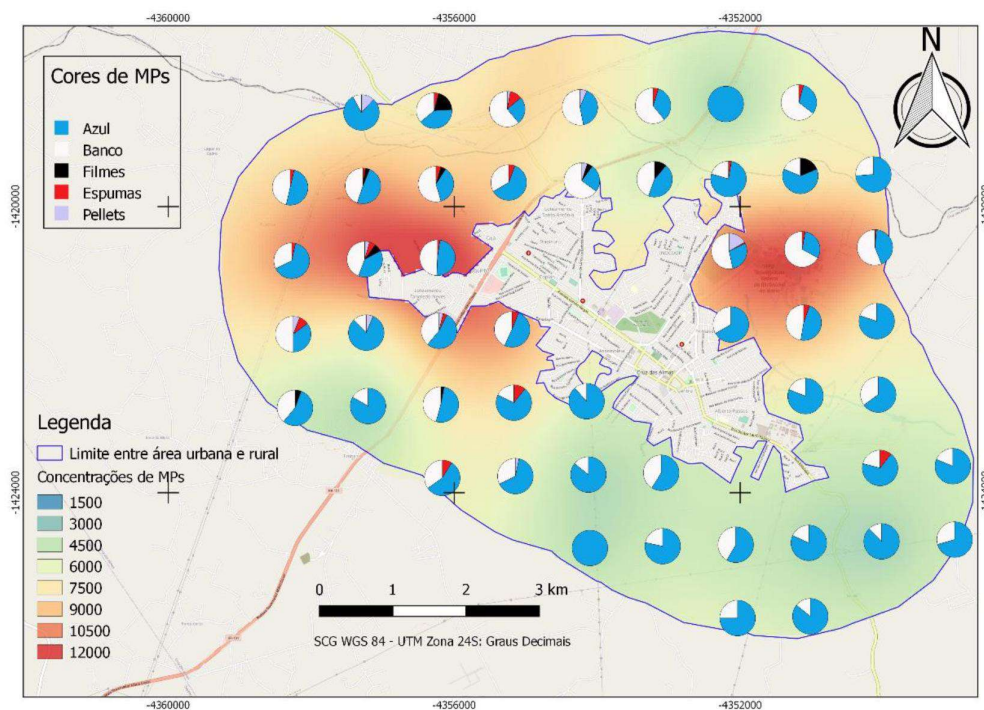


Figura 11: Proporção das diferentes cores de MPs nos locais de amostragem

As cores dos MPs fornecem pistas de potenciais fontes de poluição dos MPs, por exemplo, em determinados locais do mapa (figura 11) onde ocorreram maiores variedades de cores (tais como preto, vermelho e transparente), dão indícios de que são fontes mais próximas, enquanto que em locais onde ocorre

apenas uma ou duas cores, como branco e azul, indica uma dispersão mais distanciada da fonte, o que dificulta sua identificação. Além disso, cores branca ou transparente, por exemplo, podem ser associados a embalagens plásticas de usos domésticos que foram degradados por mecanismos de intempéries, enquanto que microplásticos de outras cores podem ser oriundos de bens de consumo como roupas, sapatos, entre outros (AMRUTHA; WARRIER, 2020; CHEN et al., 2020; YU et al., 2021; ZHANG et al., 2020b). A figura 12 apresenta os microplásticos típicos encontrados nos solos urbanos e rurais estudados.

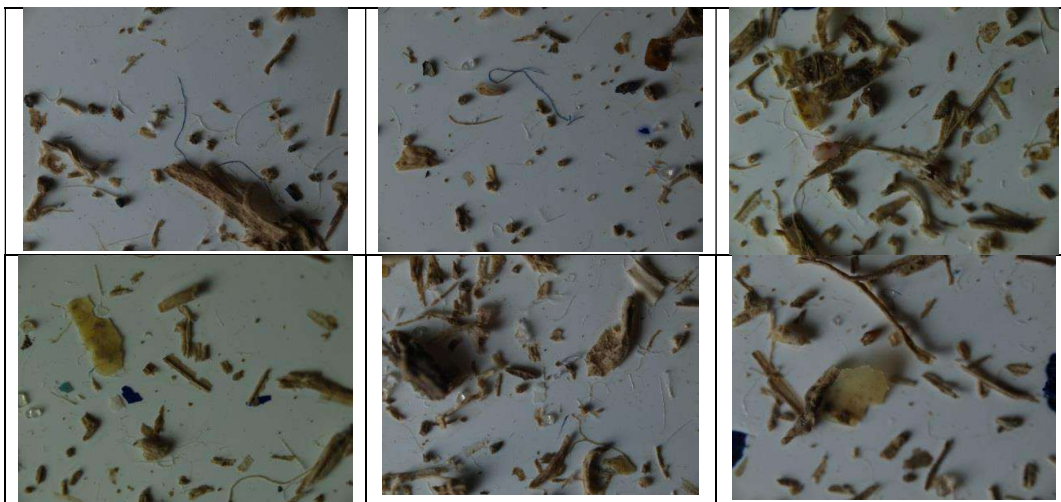


Figura 12: Microfotografias de tamanho 7x5,25 mm dos diferentes tipos de microplásticos encontrados nos solos rurais e urbanos no entorno de Cruz das Almas-BA.

4. Conclusão

Neste estudo, as primeiras evidências dos padrões de distribuições espaciais da poluição por MPs foram ilustradas claramente no entorno da cidade de Cruz das Almas. MPs foram encontrados independentes do uso da terra, mas fatores antrópicos como atividades humanas e condições ambientais afetaram diretamente a distribuição dessas partículas no solo. A distribuição e abundância das fibras (principalmente de cor azul) forneceram uma análise perfeita para ilustrar fontes difusas de MPs, assim como indícios que a deposição atmosférica promove a presença de MPs em toda área de estudos, enquanto que fragmentos, *pellets* e filmes dão indícios de poluições mais pontuais.

Existe fortes indícios que atividades agrícolas, pesquisas e práticas de ensino no campo (como ocorre na UFRB), tráfego em rodovias, loteamentos e construções, deposição atmosféricas e disposição ilegal de resíduos são as principais fontes de MPs no município, porém nenhuma avaliação direta foi realizada nesse sentido. Obviamente algumas lacunas do conhecimento de MPs são preenchidas, porém outras como fontes, características físicas, químicas e biológicas do solo e suas relações com a poluição por MPs e outros poluentes, hidrodinâmica, composição dos polímeros, efeitos adversos e toxicológicos precisam ser investigadas.

Esforços progressivos têm sido utilizados para explorar o conhecimento global da poluição por MPs, assim como mensurá-los tanto em ecossistemas aquáticos, quanto terrestres. O uso de ferramentas geostatísticas como a Krigagem utilizada neste estudo, pode ser uma alternativa eficiente para mensurar MPs em grandes escalas, preenchendo algumas lacunas das ciências do solo e facilitando na mensuração da magnitude do problema.

5. Referências bibliográficas

- A. GLASER, J. Biological Degradation of Polymers in the Environment. In: **Plastics in the Environment**. [s.l: s.n.].
- ABRELPE. Panorama Dos Sólidos. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019**, 2019.
- ALLEN, S. et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. **Nature Geoscience**, 2019.
- AMRUTHA, K.; WARRIER, A. K. The first report on the source-to-sink characterization of microplastic pollution from a riverine environment in tropical India. **Science of the Total Environment**, 2020.
- ANTENOR, S.; SZIGETHY, L. **Resíduos sólidos urbanos no Brasil: desafios tecnológicos, políticos e econômicos**. Disponível em: <<https://www.ipea.gov.br/cts/pt/central-de-conteudo/artigos/artigos/217-residuos-solidos-urbanos-no-brasil-desafios-tecnologicos-politicos-e-economicos>>.
- ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence , Effects , and Fate of Microplastic Marine Debris. **Group**, 2009.
- BALDIM, M. L. L. S.; GUEDES, L. C. V.; CAMARINI, G. Política nacional de resíduos sólidos. **Profanações**, 2020.
- BERGMANN, M. et al. High Quantities of Microplastic in Arctic Deep-Sea Sediments from the HAUSGARTEN Observatory. **Environmental Science and Technology**, 2017.
- BLÄSING, M.; AMELUNG, W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 422–435, 2018.
- BOX, G. E. P.; COX, D. R. An Analysis of Transformations. **Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)**, 1964.
- CHEN, Y. et al. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China. **Environmental Pollution**, 2020.
- CHOY, C. A. et al. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. **Scientific Reports**, 2019.
- COLE, M. et al. **Microplastics as contaminants in the marine environment: A review** *Marine Pollution Bulletin*, 2011.

- CORRADINI, F. et al. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. **Science of the Total Environment**, 2019.
- CORRADINI, F. et al. Microplastics occurrence and frequency in soils under different land uses on a regional scale. **Science of the Total Environment**, 2021.
- COX, K. D. et al. Human Consumption of Microplastics. **Environmental Science and Technology**, 2019.
- DE SOUZA MACHADO, A. A. et al. Impacts of Microplastics on the Soil Biophysical Environment. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 17, 2018.
- DE SOUZA MACHADO, A. A. et al. Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance. **Environmental Science and Technology**, 2019.
- DENG, J. et al. Microplastics and accumulated heavy metals in restored mangrove wetland surface sediments at Jinjiang Estuary (Fujian, China). **Marine Pollution Bulletin**, 2020.
- DU, C. et al. Pollution characteristics of microplastics in soils in southeastern suburbs of Baoding City, China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 2020.
- DUAN, J. et al. How mangrove plants affect microplastic distribution in sediments of coastal wetlands: Case study in Shenzhen Bay, South China. **Science of The Total Environment**, p. 144695, 30 dez. 2020.
- EL HADRI, H. et al. Nanoplastic from mechanically degraded primary and secondary microplastics for environmental assessments. **NanoImpact**, 2020.
- FANG, C. et al. Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions. **Chemosphere**, 2018.
- FRIAS, J. et al. Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. **JPI-Oceans BASEMAN project**, 2018.
- FRY, J. P. et al. **Environmental health impacts of feeding crops to farmed fish** *Environment International*, 2016.
- FULLER, S.; GAUTAM, A. A Procedure for Measuring Microplastics using Pressurized Fluid Extraction. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 11, p. 5774–5780, 2016.
- GALGANI, F. et al. **Marine Strategy Framework Directive: Task Group 10 Report Marine Litter**. [s.l: s.n.].
- GODECKE, M. V.; NAIME, R. H.; CHAVES, I. R. GESTÃO DE RESÍDUOS

SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL: O CASO DE CANOAS, RS. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, 2012.

HARMS, I. K. et al. Amount, distribution and composition of large microplastics in typical agricultural soils in Northern Germany. **Science of the Total Environment**, 2020.

HARRISON, J. P.; OJEDA, J. J.; ROMERO-GONZÁLEZ, M. E. The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic microplastics in marine sediments. **Science of the Total Environment**, 2012.

HE, D. et al. **Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks** TrAC - Trends in Analytical Chemistry, 2018.

HENDERSON, L.; GREEN, C. Making sense of microplastics? Public understandings of plastic pollution. **Marine Pollution Bulletin**, 2020.

HORTON, A. A. et al. 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, n. February 2017, p. 127–141, 2017.

HUERTA LWANGA, E. et al. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 523–531, 2017.

HURLEY, R. R.; NIZZETTO, L. Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 1, p. 6–11, 2018.

IMHOF, H. K. et al. A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. **Limnology and Oceanography: Methods**, 2012.

IPEA. Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos. **Relatório de Pesquisa**, 2012.

ISOBE, A. et al. Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. **Nature Communications**, 2019.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. **The present and future of microplastic pollution in the marine environment** *Environmental Pollution*, 2014.

JAMIESON, A. J. et al. Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. **Royal Society Open Science**, 2019.

LI, J.; SONG, Y.; CAI, Y. **Focus topics on microplastics in soil: Analytical methods, occurrence, transport, and ecological risks***Environmental Pollution*, 2020.

LI, Q. et al. Separation and identification of microplastics from soil and sewage sludge. **Environmental Pollution**, 2019a.

LI, R. et al. Abundance and characteristics of microplastics in the mangrove sediment of the semi-enclosed Maowei Sea of the south China sea: New implications for location, rhizosphere, and sediment compositions. **Environmental Pollution**, 2019b.

LI, R. et al. The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China. **Science of the Total Environment**, 2020.

LIU, M. et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. **Environmental Pollution**, 2018a.

LIU, M. et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. **Environmental Pollution**, 2018b.

LUSHER, A. L. et al. Microplastics in Arctic polar waters: The first reported values of particles in surface and sub-surface samples. **Scientific Reports**, 2015.

LV, W. et al. Microplastic pollution in rice-fish co-culture system: A report of three farmland stations in Shanghai, China. **Science of the Total Environment**, 2019.

MOORE, C. J. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. **Environmental Research**, 2008.

NG, K. L.; OBBARD, J. P. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, 2006.

PEEKEN, I. et al. **Microplastic and environmental data from Arctic sea ice**PANGAEA, , 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1594/PANGAEA.886593>>

PIEHL, S. et al. Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. **Scientific Reports**, 2018.

RAFIQUE, A. et al. Spatial distribution of microplastics in soil with context to human activities: a case study from the urban center. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2020.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: **Cerrado: Ecologia e flora**. [s.l.: s.n.].

RILLIG, M. C. et al. **Microplastic effects on plants***New Phytologist*, 2019.

- ROCHMAN, C. M. **Microplastics research-from sink to source***Science*, 2018.
- RODRIGUES, M. DA G. F. et al. Solos e suas relações com as paisagens naturais no município de Cruz das Almas - BA. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, 2009.
- ROLSKY, C. et al. **Municipal sewage sludge as a source of microplastics in the environment***Current Opinion in Environmental Science and Health*, 2020.
- SANTOS H. G. ET. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. [s.l: s.n.].
- SCHEURER, M.; BIGALKE, M. Microplastics in Swiss Floodplain Soils. **Environmental Science and Technology**, 2018.
- SU, L. et al. Temporal and spatial variations of microplastics in roadside dust from rural and urban Victoria, Australia: Implications for diffuse pollution. **Chemosphere**, 2020.
- TANG, G. et al. Microplastics and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Xiamen coastal areas: Implications for anthropogenic impacts. **Science of the Total Environment**, 2018.
- THOMPSON, R. C. et al. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, 2004a.
- THOMPSON, R. C. et al. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004b.
- TIWARI, M. et al. Distribution and characterization of microplastics in beach sand from three different Indian coastal environments. **Marine Pollution Bulletin**, 2019.
- VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. **Marine Pollution Bulletin**, 2013.
- VAN DEN BERG, P. et al. Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils. **Environmental Pollution**, 2020.
- VENDEL, A. L. et al. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. **Marine Pollution Bulletin**, 2017.
- VIANELLO, A. et al. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 2013.
- VOLLERTSEN, J.; HANSEN, A. A. **Microplastic in Danish wastewater: Sources, occurrences and fate**. [s.l: s.n.].
- WANG, J. et al. Distinct microplastic distributions in soils of different land-use types: A case study of Chinese farmlands. **Environmental Pollution**, 2021.

WANG, J.; ZHENG, L.; LI, J. **A critical review on the sources and instruments of marine microplastics and prospects on the relevant management in China** *Waste Management and Research*, 2018.

WANG, T. et al. Preliminary study of the source apportionment and diversity of microplastics: Taking floating microplastics in the South China Sea as an example. *Environmental Pollution*, 2019.

YU, L. et al. Distribution characteristics of microplastics in agricultural soils from the largest vegetable production base in China. *Science of the Total Environment*, 2021.

ZHANG, G. S.; LIU, Y. F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Science of the Total Environment*, v. 642, p. 12–20, 2018.

ZHANG, L. et al. Dynamic distribution of microplastics in mangrove sediments in Beibu Gulf, South China: Implications of tidal current velocity and tidal range. *Journal of Hazardous Materials*, 2020a.

ZHANG, S. et al. Distribution of low-density microplastics in the mollisol farmlands of northeast China. *Science of the Total Environment*, 2020b.

ZHOU, B. et al. Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, east China: Multiple sources other than plastic mulching film. *Journal of Hazardous Materials*, 2020.

ZHOU, Q. et al. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma*, 2018.

ZHOU, Y. et al. Microplastic contamination is ubiquitous in riparian soils and strongly related to elevation, precipitation and population density. *Journal of Hazardous Materials*, p. 125178, 19 jan. 2021.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A investigação da ocorrência de MPs no meio ambiente deve se tornar uma prática necessária e fundamental para identificar a qualidade do solo, visto a abrangência atual dessa poluição. Os manguezais por sua vez, são importantes ecossistemas que abriga diferentes espécies que alimentam e reproduzem nesses ambientes. A presença de MPs em manguezais pode influenciar na cadeia alimentar de organismos presentes e conseqüentemente na alimentação humana. Os resultados verificados neste estudo apontam para a necessidade de uma investigação nos efeitos deletérios que os MPs encontrados na BTS podem causar nessas espécies.

Por outro lado, as evidências de MPs presentes em alta concentração em quaisquer solos agrícolas e urbanos foram claras e merecem atenção por diversas razões, tais como sua dinâmica que pode prejudicar o desempenho de plantas e as propriedades dos solos. Não se sabe até que distância as partículas estão dispersas na superfície e nas camadas do solo. O mapeamento utilizando geoestatística mostrou-se promissora para avaliação da distribuição dessas partículas no solo, sendo um forte aliado para mensurar o problema em escalas mais abrangentes.