

MICROPLÁSTICOS EM SOLOS AGRÍCOLAS NO RECÔNCAVO BAIANO: MAPEAMENTO GEOESTATÍSTICO EM ZONA PERIURBANA

Microplastics in agricultural soils of the Recôncavo Baiano: geostatistical mapping in a peri-urban zone

Eldimar da Silva Paes

Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas, Universidade Federal do

Recôncavo da Bahia, Brasil

eldimar.paes@gmail.com

Thomas Vincent Gloaguen

Doutor em Geociências, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Brasil

thomasgloaguen@ufrb.edu.br

Henrique dos Anjos da Conceição Silva

Engenheiro sanitário e ambiental, Universidade Federal do

Recôncavo da Bahia, Brasil

henriqueanjos@aluno.ufrb.edu.br

Recebido: 02/05/2025

Aceito: 30/03/2025

Resumo

A poluição por microplásticos (MPs) nos solos constitui uma problemática ambiental emergente, que tem sido objeto de crescente atenção científica nos últimos cinco anos. No entanto, a maioria dos estudos concentra-se em regiões temperadas, havendo ainda uma lacuna significativa de conhecimento em ambientes tropicais. Tal preocupação revela-se particularmente pertinente em países como o Brasil, onde a taxa de reciclagem de resíduos é inferior a 5%. A situação é ainda mais crítica em municípios que não dispõem de sistemas adequados de coleta seletiva e reciclagem de resíduos sólidos urbanos. Este estudo apresenta uma avaliação espacial da contaminação por microplásticos na camada superficial de solos (0-1 cm) do município de Cruz das Almas, Bahia. Foram coletadas 50 amostras compostas de solo em áreas rurais dentro de um raio de 2 km da sede urbana, geralmente sem contaminação aparente por plásticos. Os microplásticos (0,15–5 mm) foram extraídas por separação densimétrica (ZnCl_2 , $1,5 \text{ g cm}^{-3}$) e quantificadas por estereomicroscopia e análise digital de imagens. As concentrações variaram de 833 a 25.271 partículas kg^{-1} , com média de aproximadamente 6.723 partículas kg^{-1} , uma das maiores abundâncias MPs em solos comparado a diversos estudos no mundo, mesmo em contexto de solos com mulching ou aplicação de lodo de esgoto. As partículas apresentaram tamanhos médios de 240 μm , sendo majoritariamente fibras (89%), seguidas por fragmentos (10%) e alguns filmes, espumas e pellets. As cores predominantes foram azul (53%) e branca (41%). A krigagem ordinária permitiu mapear com eficiência a distribuição espacial da contaminação, revelando gradientes de concentração mais elevados nas porções leste e oeste da cidade, relacionados a atividades humanas e dispersão atmosférica. A presença generalizada de microplásticos, inclusive em áreas rurais isentas de macroplásticos, indica uma contaminação difusa associada ao descarte e coleta inadequados de resíduos urbanos, gerando decomposição e fragmentação em microplásticos e transporte aéreo em toda a região. Este estudo contribui com dados inéditos sobre a poluição por microplásticos em solos do Recôncavo Baiano e evidencia a utilidade de ferramentas geoestatísticas no monitoramento de poluentes emergentes no meio terrestre.

Palavras-chave: poluição do solo, krigagem, Nordeste, SIG, fibras azuis.

Abstract

Microplastic (MP) pollution in soils represents an emerging environmental concern that has garnered increasing scientific attention over the past five years. However, most studies have focused on temperate regions, leaving a substantial knowledge gap in tropical environments. This issue is particularly relevant in countries such as Brazil, where the recycling rate of solid waste remains below 5%. The situation is even more critical in municipalities lacking adequate selective collection and solid waste recycling systems. This study presents a spatial assessment of microplastic contamination in the soil surface layer (0-1 cm) from the municipality of Cruz das Almas, Bahia. Fifty composite soil samples were collected from urban and rural areas within a 2 km radius of the municipal centre. Microplastics (0.15-5 mm) were extracted via density separation (ZnCl_2 , 1.5 g cm^{-3}) and quantified using stereomicroscopy and digital image analysis. Concentrations ranged from 833 to 25,271 particles per kilogram of soil, with a mean of approximately $6,723 \text{ particles kg}^{-1}$, among the highest MP abundances reported globally, even in soils with mulching or sewage sludge. The particles exhibited an average size of $240 \mu\text{m}$ and were predominantly fibres (89%), followed by fragments (10%) and a few films, foams, and pellets. The most frequent colours observed were blue (53%) and white (41%). Ordinary kriging was successfully applied to map the spatial distribution of contamination, revealing higher concentration gradients in the eastern and western sectors of the municipality, likely associated with anthropogenic activities and atmospheric dispersion. The widespread presence of microplastics - even in rural areas devoid of macroplastic debris - suggests diffuse contamination driven by improper urban waste disposal and collection, resulting in the degradation and fragmentation of plastics into microplastics and their subsequent aerial transport across the region. This study provides the first dataset on microplastic pollution in soils from the Recôncavo Baiano and highlights the value of geostatistical tools in monitoring emerging contaminants in terrestrial environments.

Keywords: soil pollution, kriging, Northeastern region, GIS, blue fibres.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, os microplásticos (MPs) - definidos como partículas plásticas com diâmetro inferior a 5 mm - passaram a ser reconhecidos como um dos principais poluentes ambientais globais, presentes em praticamente todos os ecossistemas. Embora inicialmente associados à contaminação hídrica e marinha, estudos recentes apontam os solos como grandes receptores e reservatórios desses poluentes, acumulando até mais microplásticos que os oceanos (Astner *et al.*, 2023; Hoang *et al.*, 2024; Kang *et al.*, 2025).

Os MPs podem ser classificados como primários, quando produzidos diretamente em escala microscópica (como pellets e microesferas), ou secundários, quando resultam da fragmentação de plásticos maiores por processos físicos, químicos e biológicos. Além disso, partículas ainda menores, denominadas nanoplásticos ($<1 \mu\text{m}$), apresentam alta capacidade de mobilidade no ambiente e de penetração em células vivas, alcançando tecidos animais e vegetais e bioacumulando-se ao longo da cadeia alimentar (Berenstein *et al.*, 2024; Galloway; Cole; Lewis, 2017; Li, Ruilong *et al.*, 2019).

Nos solos, os MPs afetam diretamente atributos físicos, químicos e biológicos. Estudos demonstram que esses poluentes reduzem a condutividade hidráulica saturada, modificam a densidade aparente e aumentam a retenção hídrica, especialmente quando

compostos por fibras sintéticas, como poliéster (de Souza Machado *et al.*, 2018; Liu; He, 2014). A presença de filmes plásticos residuais pode comprometer a estrutura de agregados, limitar aeração e a infiltração de água, afetando negativamente o crescimento radicular e a produtividade das plantas (Zeng; Zhou; Shi, 2013; Zhang; Liu, 2018). Adicionalmente, os MPs interferem na ciclagem do carbono e nitrogênio e alteram a estrutura e funcionalidade das comunidades microbianas, podendo formar comunidades específicas sobre suas superfícies, conhecidas como plastisferas (Rillig, 2012; Zettler; Mincer; , 2013; Zettler; Amaral-Zettler; Mincer, 2020).

As fontes mais relevantes de MPs em solos agrícolas incluem filmes plásticos utilizados em cultivos, resíduos sólidos urbanos e rurais, aplicação de compostos orgânicos e biossólidos (como lodo de esgoto), fertilizantes contaminados e deposição atmosférica (Bläsing; Amelung, 2018; Hoang *et al.*, 2024; Nizzetto; Futter; Langaas, 2016; Weithmann *et al.*, 2018). Embora a degradação de plásticos no solo ocorra de forma mais lenta do que em ambientes aquáticos ou costeiros, a ação da biota edáfica contribui significativamente para a fragmentação de resíduos plásticos maiores, gerando micro e nanoplásticos por raspagem e mastigação por ácaros, colêmbolos e minhocas (Cao *et al.*, 2017; Huerta Lwanga; Gertsen; *et al.*, 2017; Kumar *et al.*, 2020). Além disso, fatores físicos como os ciclos de umedecimento e secagem, expansão e contração de argilas, e o rev.vimento mecânico do solo também contribuem para o fracionamento das partículas.

A transferência para os horizontes mais profundos do solo é influenciada por práticas agrícolas (como aração), presença de macroporos, fendas, agregados, e também pela bioturbação promovida por raízes, minhocas e outros invertebrados. Micélios fúngicos também desempenham papel importante ao transportar partículas plásticas e microrganismos associados através dos poros do solo (Guo *et al.*, 2020). Com o acúmulo no trato digestivo de organismos edáficos, os MPs podem causar distúrbios fisiológicos, incluindo danos ao sistema imunológico e aumento da mortalidade em concentrações superiores a 1% no solo (Cao *et al.*, 2017). A desintegração dos MPs no solo também gera nanopartículas, que são transferidos por absorção, percolação profundo ou escoamento subsuperficial em plantas, aquíferos e rios, contaminando a biosfera e hidrosfera (Li *et al.*, 2025; Qi *et al.*, 2020).

Apesar da crescente produção de plásticos no Brasil, os estudos sobre microplásticos em solos tropicais são quase inexistentes. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei n. 12.305/2010) não contempla os MPs como poluentes regulados, o que dificulta o diagnóstico e a gestão desse problema. Estimativas indicam que uma parcela

significativa dos microplásticos presentes nos rios e oceanos, esses sendo mais estudados no Brasil, origina-se de áreas continentais, transportada por erosão, escoamento superficial e deposição atmosférica (Li; Song, 2020; Li; Qihang *et al.*, 2025). Nesse contexto, avaliar a presença de microplásticos nos solos torna-se essencial não apenas para proteger a integridade do ecossistema terrestre, mas também para mitigar os impactos indiretos sobre ambientes aquáticos.

Embora o interesse científico global sobre a poluição por microplásticos em solos tenha se intensificado de forma expressiva nos últimos anos, com 1.001 artigos publicados até o dia 23 maio de 2025 na base ScienceDirect (busca por Title: microplastics soil), a produção científica brasileira sobre o tema permanece praticamente inexistente. A mesma busca adicionando simplesmente o termo “Brazil” no Abstract, retorna apenas um único estudo relacionado a solos brasileiros, e este limitado a ambientes de manguezal. Tal enorme desproporção pode ser também verificada numa busca no Portal de Periódicos da CAPES. Este descompasso é particularmente alarmante quando se considera que o Brasil figura entre os países com as menores taxas de reciclagem de resíduos sólidos urbanos do mundo, inferior a 4% (Abrema, SNIS, 2023). Está muito abaixo da média global e de países com políticas ambientais mais estruturadas com taxa de reciclagem frequentemente acima de 50%, com taxa de reciclagem média de embalagens na Europa chegando a 65% em 2022 (European Environment Agency, 2023). Emerge, assim, um paradoxo ambiental e científico: o Brasil, embora contribua significativamente para o acúmulo de resíduos plásticos, carece de dados básicos sobre seus impactos nos ecossistemas terrestres.

Nesse contexto, torna-se urgente expandir o conhecimento sobre a presença, distribuição e efeitos dos microplásticos nos solos tropicais brasileiros. Este estudo contribui para preencher essa lacuna ao quantificar e mapear a contaminação por MPs em áreas urbanas e rurais do município de Cruz das Almas (Bahia). A cidade caracteriza-se por expansão urbana acelerada, práticas agrícolas históricas e gerenciamento de resíduos ainda incipiente. Assim, este estudo tem como objetivo quantificar a abundância, descrever as características físicas (tamanho, forma, cor) e mapear por geoestatística, de forma inédita, a distribuição espacial de microplásticos em solos urbanos e rurais.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo e amostragem

O estudo foi realizado no município de Cruz das Almas, localizado na região do Recôncavo Baiano, estado da Bahia, Brasil. A cidade apresenta clima tropical úmido (segundo a classificação de Thornthwaite), com temperatura média anual de 24,2 °C e precipitação média de aproximadamente 1.200 mm. A vegetação original é caracterizada por Floresta Estacional Semidecidual, atualmente substituída por áreas de uso agropecuário e zonas urbanizadas. O relevo da região é suavemente ondulado, com presença de Tabuleiros interioranos de altitude em torno de 220 m, e os solos predominantes são classificados como Latossolo Amarelo Distrocoeso, altamente intemperizados e ácidos.

Para fins de amostragem, utilizou-se o software QGIS (versão 2.18.27) para delimitar um perímetro urbano através da criação de um polígono, e em seguida uma área (*buffer*) com distância de 2 km em torno da região central urbana da cidade. Gerou-se, então, uma malha regular de pontos amostrais com espaçamento de 1 km entre cada um (Figura 1). Os pontos de amostragem foram localizados em zona rural, as vezes com presença de habitações, geralmente com atividades agrícolas, pastagem, ou mata (Figura 2).

As amostras foram obtidas exclusivamente da camada superficial do solo (0 - 1 cm), considerando que essa fração tende a acumular maior quantidade de microplásticos por deposição atmosférica e por contato direto com resíduos. Em cada ponto, coletaram-se três subamostras em um raio de até 3 metros, com dimensões de aproximadamente 10 cm × 20 cm × 1 cm, totalizando 600 cm³ de solo composto por ponto. A vegetação e a serapilheira foram removidas previamente, e a coleta foi realizada com espátulas ou pás metálicas, devidamente higienizadas entre as amostragens para evitar contaminações cruzadas. Após a coleta, as amostras foram levadas para laboratório, secas ao ar em ambiente controlado, e acondicionadas em sacos de papel até o procedimento de extração dos microplásticos.

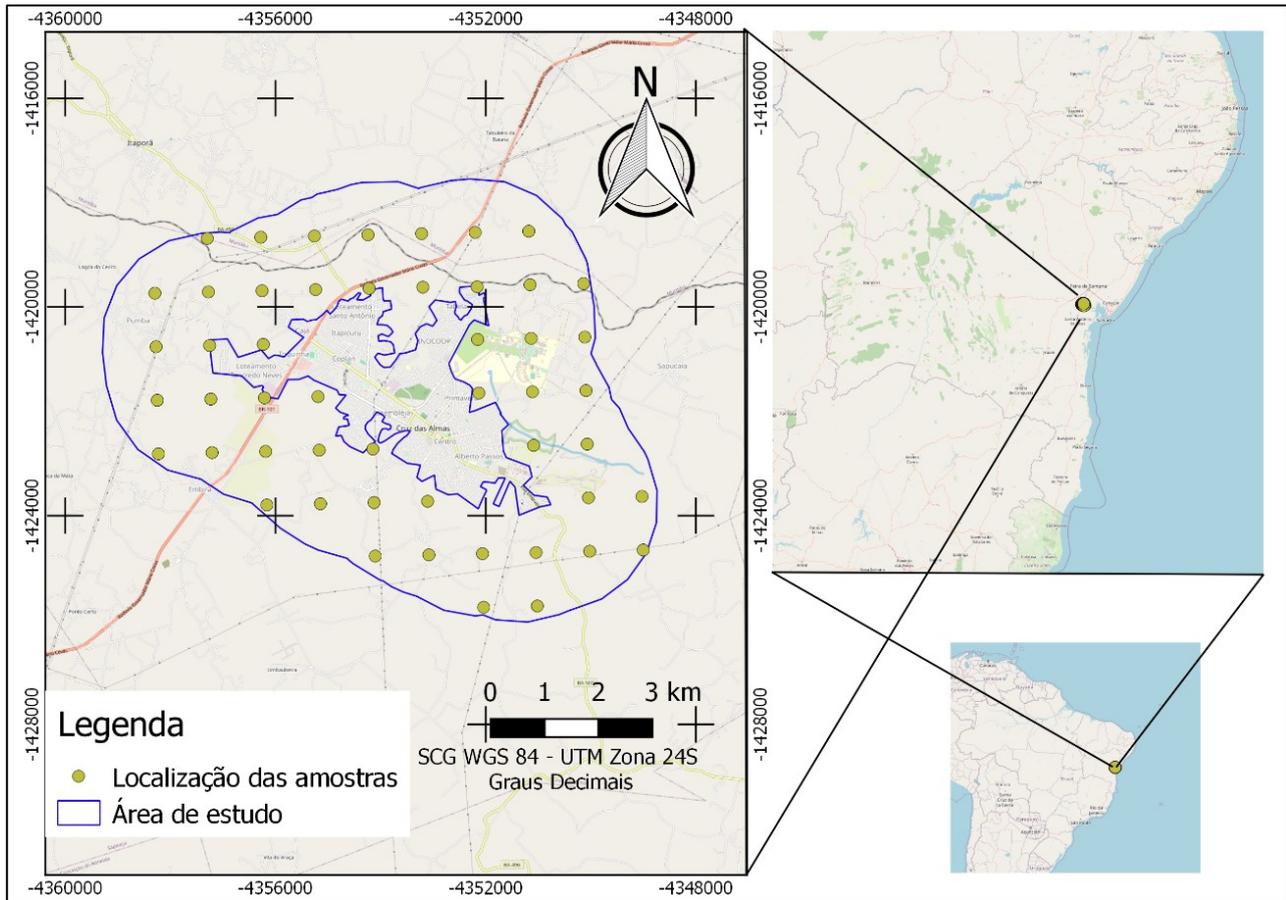


Figura 1 - Localização geográfica da área de estudo e dos locais amostrados.
Fonte: Elaborado pelos autores.



Figura 2 - Imagens satélite no entorno dos pontos de coleta (tamanho: 0,33 x 0,43 km).

2.2 Extração e quantificação de 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; Paes *et al.*, 2022). 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.

2.3 Análise morfológica e classificação

A visualização dos MPs foi realizada através de um microscópio de modelo OLYMPUS BX41 com câmera acoplada e aumento de 5x até 50x. Foram fotografadas 17 áreas na membrana, correspondentes a 36% da sua área superficial total, conforme ilustrado na figura 3. 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. A quantidade de microplásticos (partículas kg^{-1}) foi calculada a partir da relação entre a área analisada (36%) e a área toda da membrana, e a quantidade de solo analisada (10 g). As partículas identificadas foram classificadas morfológicamente segundo: (a) Forma: fibras, fragmentos, filmes, pellets, espumas; (b) Cor: azul, branca, vermelha, preta, transparente; (c) Tamanho: estimado a partir do diâmetro esférico equivalente, calculado com base na área projetada da partícula.

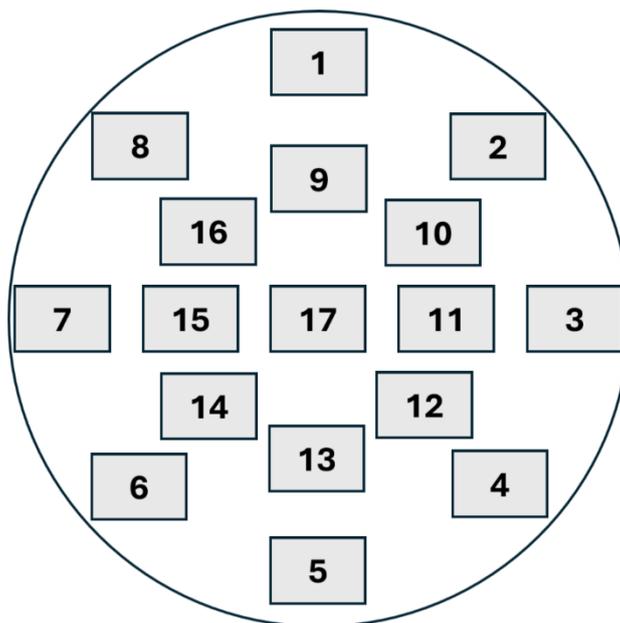


Figura 3 - Esquema das posições fotografadas da membrana filtrante. As fotos estão na escala, cada uma delas com minuciosamente analisada com ImageJ

2.4 Análise espacial

Para explorar os padrões espaciais da contaminação, aplicou-se o método de krigagem ordinária. Os dados de concentração de MPs (partículas kg^{-1}) foram transformados utilizando a função de Box-Cox para estabilização da variância. A normalidade dos dados transformados foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk ($\alpha = 0,05$).

A análise geoestatística foi conduzida no software SAGA GIS (versão 2.3.2), com construção de semivariogramas empíricos e ajuste de modelos teóricos (esférico, exponencial). Os parâmetros do modelo foram utilizados para gerar mapas interpolados com resolução regular em toda a área amostrada. Os resultados foram integrados ao QGIS para elaboração de mapas temáticos, incluindo mapa de abundância total de microplásticos, mapa de distribuição das formas, e mapa de predominância das cores.

3. RESULTADOS

3.1 Abundância e tamanho dos microplásticos nos solos

A análise identificou microplásticos em 100% das amostras de solo ($n = 50$), demonstrando a omnipresença da contaminação mesmo em áreas aparentemente menos impactadas do entorno urbano de Cruz das Almas. A concentração de microplásticos

variou de 833 a 25 271 partículas kg⁻¹ no solo seco, com média de 6723 partículas kg⁻¹ e mediana de 6387 partículas kg⁻¹.

Tabela 2: Comparação entre as concentrações de MPs nos solos

Lugar	Abundância de MPs (partículas kg ⁻¹)	Tamanho médio (µm)	Ambiente	Referência
Bahia, Brazil	6.723 (833 - 25.271)	240	Solos agrícolas, pastagem, mata	Este estudo
Beijing, China	272 - 13.752	>1.000 (60,48%)	Solos agrícolas, com mulching	Chen et al. (2021)
Yong-In, Korea	10 - 7.630	-	Solos agrícolas, com mulching	Kim et al. (2021)
China	4.496 ± 1.082	< 200 (50,29%)	Solos agrícolas, com mulching	Wang et al. (2021)
Buenos Aires, Argentina	2.383 – 3.815	-	Solos hortícolas, com mulching	Berenstein et al. (2024)
Mellipilla, Chile	1.100 – 3.500	<50	Solos agrícolas com biossólidos	Corradini et al. (2019)
Shaanxi, China	1.430 – 3.410	< 500 (85%)	Solos agrícolas, mata	Ding et al. (2021)
Toowoomba, Australia	1.137 (média)	1.011 (fibre) 188 (fragment)	Solos agrícolas com biossólidos	Ziajahromi et al. (2024)
Harbin, China	0 - 800	-	Solos agrícolas	Zhang et al. (2020)
Swiss	593 (média)	500 (70%)	Solos de planície de inundação	Scheurer; Bigalke, (2018)
Hangzhou Bay, China	503 (média)	>1.000	Solos agrícolas, com mulching	Zhou et al. (2020)
Shangai, China	78 ± 13	< 1.000 (48,79%)	Solos agrícolas periurbanos de Shanghai, com mulching	Liu et al. (2018)
German	1,88 (média)		Solos agrícolas de planície de inundação (acumulador)	Weber; Opp, (2020)

Fonte: Elaborado pelos autores.

Este intervalo de valores é considerado elevado e encontra-se dentro da faixa superior reportada na literatura internacional (Tabela 2), especialmente em solos agrícolas.

Os valores mais altos na tabela 2 foram observados na China (máximo de 13.752 partículas kg⁻¹) e na Coreia do Sul (máximo de 7.630 partículas kg⁻¹) (Chen *et al.*, 2021; Kim *et al.*, 2021). No estudo conduzido pela equipe de Chen, os solos agrícolas eram cobertos por redes plásticas com intuito de proteger da poluição atmosférico por material particulado em áreas periurbanas da cidade de Beijing. Apesar da presença de uma fonte direta de plásticos, as concentrações observadas foram inferiores às encontradas no presente estudo. Situação semelhante foi descrita por Kim et al. (2021), que avaliaram

solos em estufas cobertas com filmes de polietileno (mulching), nas quais também se observou menor abundância de partículas, apesar da poluição local potencial.

Wang et al. (2021) compararam solos com e sem cobertura plástica e observaram valores médios de aproximadamente 6.000 partículas kg^{-1} em solos com mulching, contra valores entre 2.000 e 3.000 partículas kg^{-1} em solos expostos. Na Argentina, Berenstein et al. (2024) detectaram entre 2.000 e 4.000 partículas kg^{-1} em solos de hortas e pomares urbanos, evidenciando a fragmentação progressiva de plásticos desde a interrupção do uso de mulching em 2015. Zhou et al. (2020), por sua vez, relataram concentração de somente 400 partículas kg^{-1} em solos costeiros agrícolas mesmo sob cobertura plástica, porém não degradada e bem manejada, na Baía de Hangzhou, China. É também possível observar situações de solos com mulching em zona perirubana, com concentração ainda menor de MPs, como no caso de solos agrícolas de Shangai com valores de 78 partículas kg^{-1} (Liu, Mengting *et al.*, 2018)

Em solos onde o mulching não é praticado, foram detectadas concentrações relativamente baixas de microplásticos (MPs), em comparação com as observadas no presente estudo, na Suíça (Scheurer; Bigalke, 2018) e na Alemanha (Weber; Opp, 2020). Isso ocorreu mesmo em solos de planície de inundação sujeitos ao acúmulo de sedimentos provenientes de bacias hidrográficas onde cerca de 43% da área é destinada à agricultura (Weber; Opp, 2020).

O lodo de esgoto, frequentemente aplicado no solo como biofertilizante, também é uma fonte significativa de microplásticos, como verificado num estudo na Espanha, que estimou que cada aplicação de lodo aumentava em média 710 partículas por quilo de solo (vanDenBerg *et al.*, 2020). Corradini et al. (2019), no Chile, observaram valores entre 1.100 e 3.500 partículas kg^{-1} em solos agrícolas tratados com lodo de esgoto (de uma a quatro aplicações). Em condições semelhantes de solos tratados com biossólidos, Ziajahromi et al. (2024) identificaram, na Austrália, concentrações médias em torno de 1.137 partículas kg^{-1} . Esses estudos revelam valores inferiores à média de 6.723 partículas kg^{-1} encontrada nos solos de Cruz das Almas. Valores máximos nos solos estudados no presente estudo (25.271 partículas kg^{-1}) superaram até mesmo concentrações observadas no próprio lodo (Corradini; Meza; *et al.*, 2019), indicando que a deposição atmosférica difusa de microplásticos em ambientes periurbanos pode alcançar níveis comparáveis ou superiores àqueles associados a fontes diretas e concentradas, como os biossólidos. Além disso, é importante considerar que Corradini et al. (2019) reportaram predominância de fibras com diâmetro inferior a 50 μm , uma faixa de tamanho

não contemplada neste estudo, onde utilizou-se peneiras com abertura de 150 μm . Portanto, é plausível supor que a abundância real seja ainda maior, especialmente considerando que o número de micropartículas plásticas tende a aumentar exponencialmente à medida que o tamanho das partículas diminui (Trindade, 2021).

Esses dados sugerem que os solos da zona rural de Cruz das Almas, especialmente aqueles em contato com a periferia urbana, encontram-se altamente contaminados por microplásticos, apresentando concentrações superiores às observadas em solos expostos a coberturas plásticas agrícolas ou à aplicação de lodo de esgoto. Tal cenário pode ser atribuído, principalmente, a três fatores: (1) a precariedade na coleta e disposição de resíduos sólidos urbanos, frequentemente descartados em terrenos baldios ou em lixeiras abertas sem proteção; (2) a quantidade significativa de animais soltos que remexem os resíduos e contribuem para a fragmentação e disseminação do material plástico; (3) as condições climáticas do ambiente tropical subúmido, com temperaturas superficiais que ultrapassam 50 °C, favorecendo a fotodegradação acelerada dos polímeros e sua conversão em microplásticos.

Com base na densidade média do solo de 1,2 g cm^{-3} , a concentração máxima observada de 303.252 microplásticos por metro quadrado (partículas m^{-2}) foi estimada para o primeiro centímetro de profundidade. Os valores mínimo e médio foram, respectivamente, 9.996 e 80.676 partículas m^{-2} . Esses níveis indicam a presença de um significativo estoque superficial de micropartículas plásticas nos solos da região, com potencial interação com a biota edáfica e para mobilização vertical (ao longo do perfil do solo) e horizontal (via escoamento superficial e erosão).

No que se refere ao tamanho das partículas, a maioria absoluta enquadrou-se na faixa de 200 - 400 μm , com valor médio estimado de 240 μm . Os diâmetros médios por amostra variaram entre 113 μm e 543 μm . Cerca de 66% das partículas concentraram-se próximas de 300 μm , 20% em torno de 200 μm , e 12% entre 400 - 500 μm . Essa predominância de microplásticos pequenos, com tamanho inferior a 500 μm é coerente com o padrão relatado em solos agrícolas submetidos a fontes difusas de contaminação, como deposição atmosférica e degradação de filmes plásticos. Partículas menores tendem a apresentar maior mobilidade no solo, podendo ser transportadas por percolação ou bioturbação, além de apresentarem maior área superficial específica, o que favorece a adsorção de metais pesados e compostos orgânicos (Massos; Turner, 2017; Wang *et al.*, 2019).

Do ponto de vista ecológico, partículas nessa faixa de tamanho são passíveis de ingestão por organismos do solo, como colêmbolos e minhocas, afetando a integridade fisiológica desses grupos (Huerta Lwanga; Mendoza Vega; *et al.*, 2017; Rillig; Ingraffia; Machado, 2017). Em experimentos, concentrações superiores a 1% em massa já se mostraram prejudiciais ao crescimento e à reprodução desses organismos (Cao *et al.*, 2017). Embora a presente pesquisa quantifique apenas o número de partículas por quilograma, e não a massa total, a alta densidade numérica sugere que o impacto potencial da presença dos MPs no solo da região deve ser considerado com atenção.

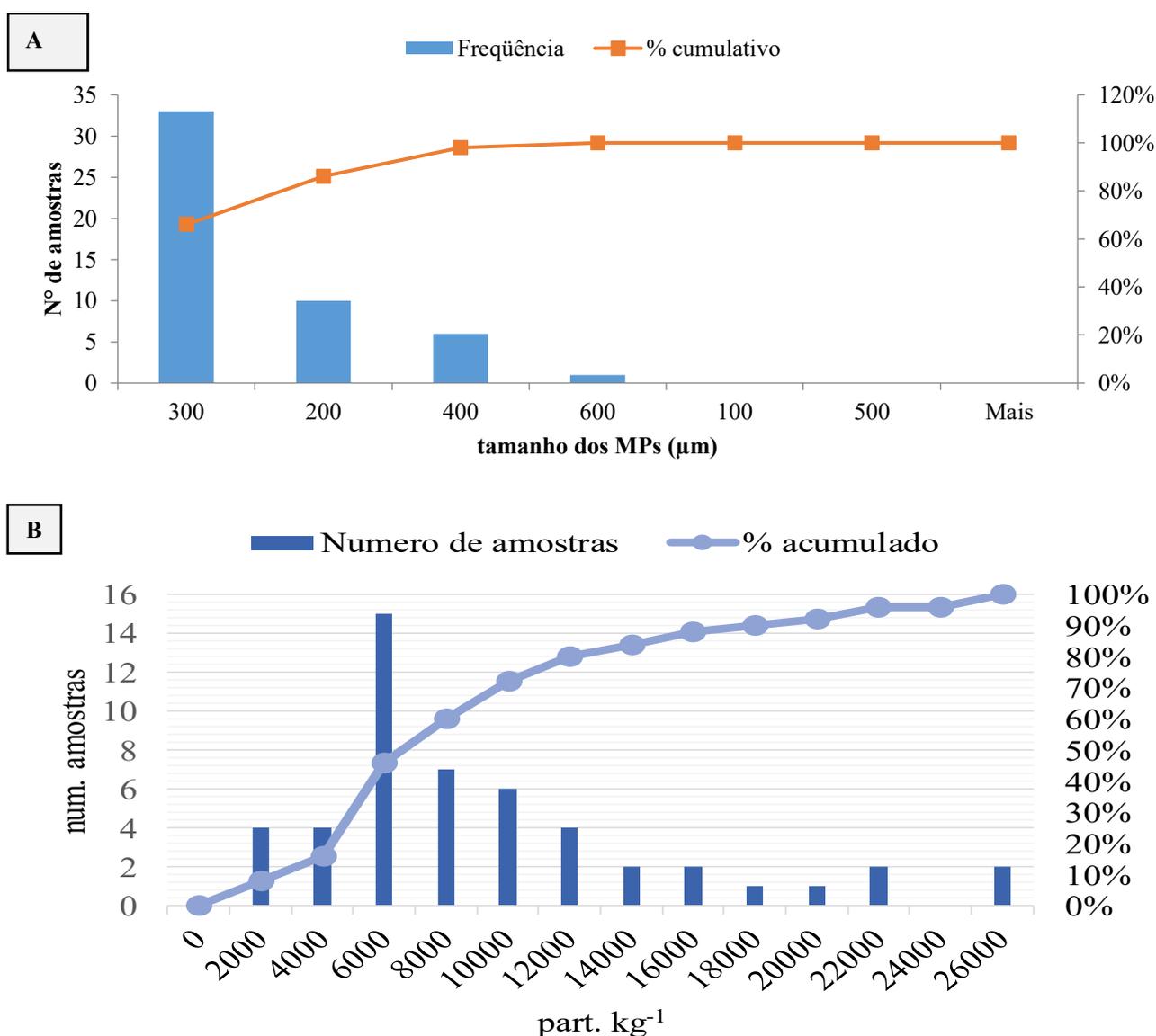


Figura 4 - Frequência de MPs nos solos com base no tamanho médio (A) e abundância das partículas de MPs (B). Fonte: Dados da Pesquisa.

3.2 Formas e cores dos microplásticos

A caracterização morfológica das partículas revelou um predomínio expressivo de microplásticos do tipo fibra, que representaram 88,7% do total identificado. As formas fragmentadas corresponderam a 10,2%, enquanto as demais categorias - filmes, pellets e espumas - estiveram presentes em proporções inferiores a 1%.

A predominância das fibras é um padrão amplamente relatado em estudos sobre microplásticos em solos, tanto em ambientes urbanos quanto agrícolas (Amrutha; Warriar, 2020; Corradini; Bartholomeus; *et al.*, 2019; Liu, Mengting *et al.*, 2018). Esse tipo de partícula geralmente é associado a fontes difusas, como a liberação de fibras sintéticas durante a lavagem de roupas e posterior dispersão atmosférica, ou ainda à degradação de cordas e tecidos plásticos utilizados na agricultura e na construção civil. Por apresentarem baixa densidade, alta flexibilidade e pequeno diâmetro, essas fibras tendem a ser transportadas com maior facilidade pelo vento, pela água da chuva ou por processos mecânicos no solo, como aração e rev.vimento.

As partículas do tipo fragmento apresentaram formas irregulares, compatíveis com a degradação de materiais rígidos, como embalagens e objetos plásticos descartados. Sua ocorrência foi mais frequente nas proximidades de áreas com acúmulo de resíduos sólidos ou margens de vias urbanas, o que sugere uma relação com fontes pontuais de contaminação.

Os filmes plásticos, embora em menor número, foram observados principalmente em áreas de uso agrícola e institucional, possivelmente associados ao uso de lonas, sacarias ou mantas plásticas. Já os pellets e partículas espumadas, tipicamente associados à indústria petroquímica e embalagens de poliestireno, foram raros e restritos a pontos específicos, reforçando sua associação com contaminações localizadas.

Quanto à cor, a análise mostrou predominância das partículas azuis (52,8%) e brancas (41,0%), seguidas por pequenas proporções de partículas vermelhas (2,9%), transparentes (2,0%) e pretas (1,3%). A distribuição das cores foi relativamente homogênea entre os pontos amostrados, com predominância de azul e branco tanto em áreas urbanas quanto rurais. Cores menos frequentes, como vermelho e preto, concentraram-se em pontos isolados, geralmente associados a descarte irregular de resíduos ou presença de entulhos. Esse padrão também reforça a hipótese de que o transporte atmosférico e o escoamento superficial desempenham papel relevante na dispersão dos microplásticos na área estudada, favorecendo a homogeneização espacial das partículas mais leves e abundantes.

3.3 Mapeamento e distribuição espacial

A interpolação geoestatística dos dados de abundância total de microplásticos apresenta bons resultados, com valores de concentração de MPs modelados bem próximo dos valores reais (Figura 5). O mapa gerado por krigagem ordinária (Figura 6) revelou padrões espaciais bem definidos na área amostrada, com aumento das concentrações nas porções leste e oeste do município, enquanto as áreas centrais, norte e sul apresentaram concentrações intermediárias.

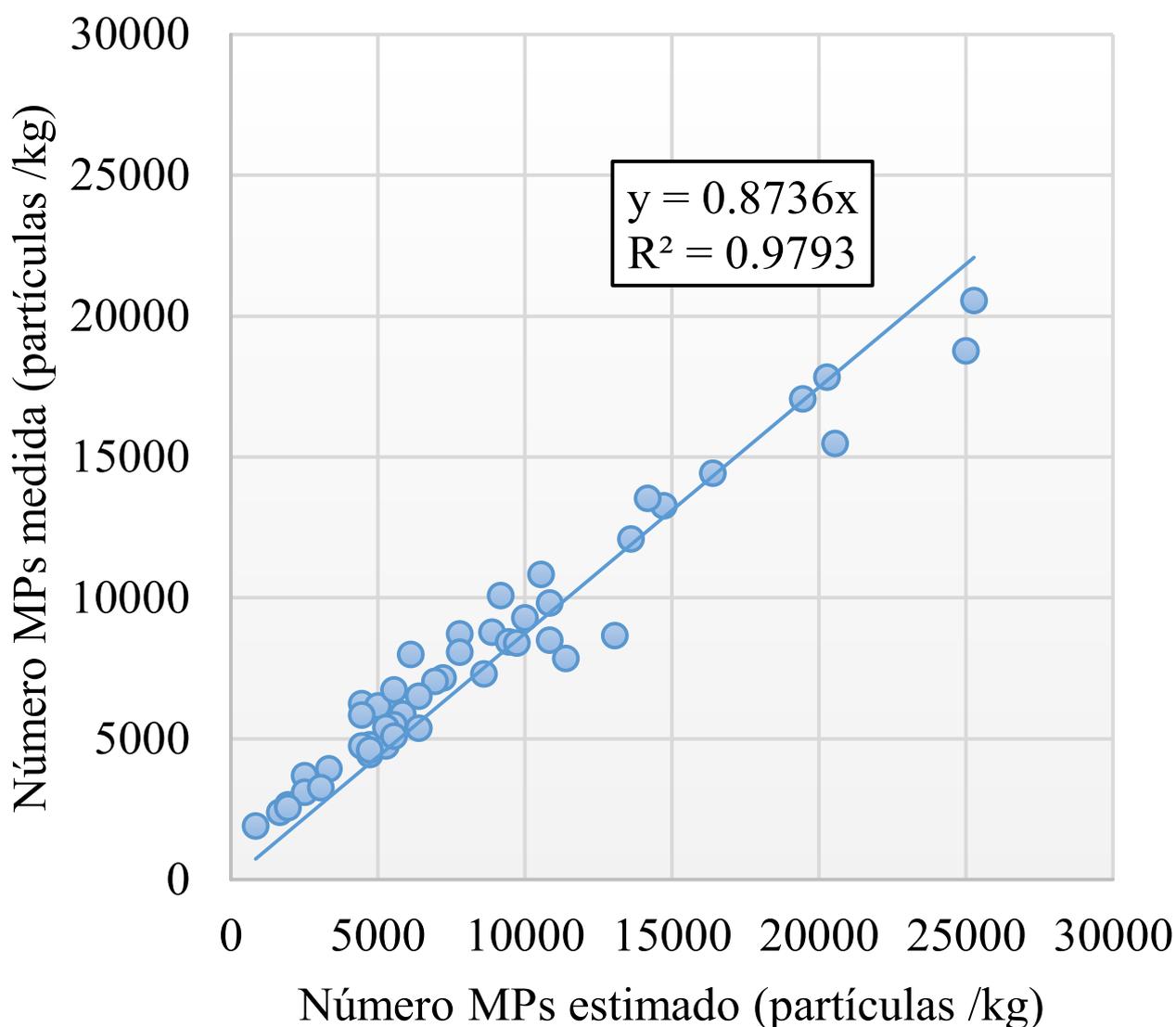


Figura 5. Relação entre número de microplásticos medidos e estimados geoestatisticamente por krigagem.
Fonte: Dados da pesquisa.

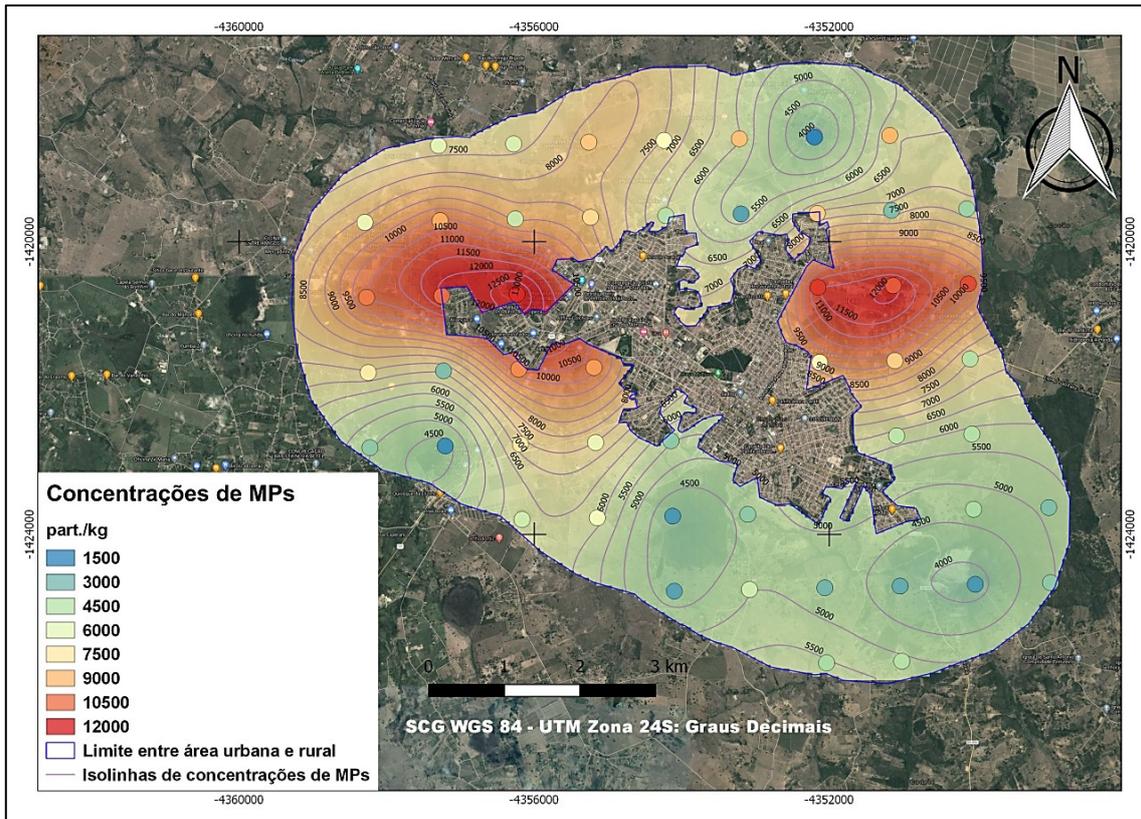


Figura 6 - Distribuição espacial das concentrações de MPs em solos no entorno da cidade de Cruz das Almas. Fonte: Elaborado pelos autores.

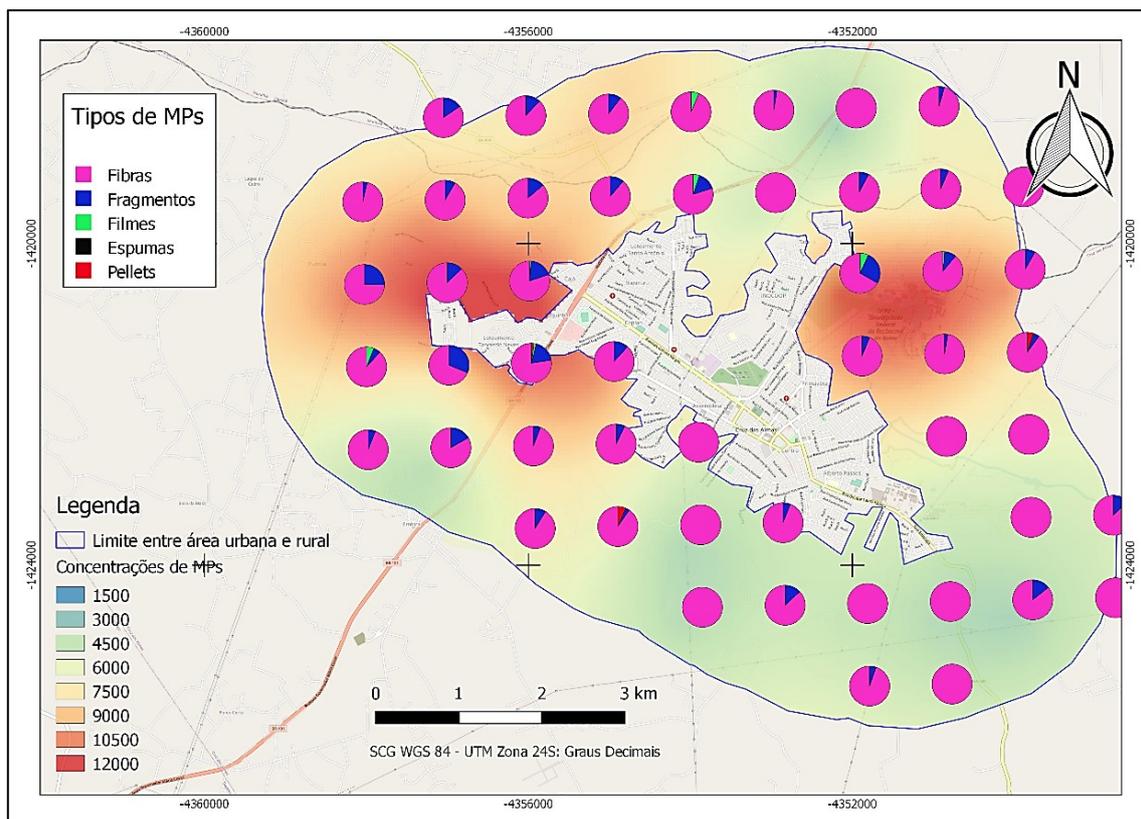


Figura 7 - Proporção de diferentes formatos de MPs nos locais de amostragem. Fonte: Elaborado pelos autores.

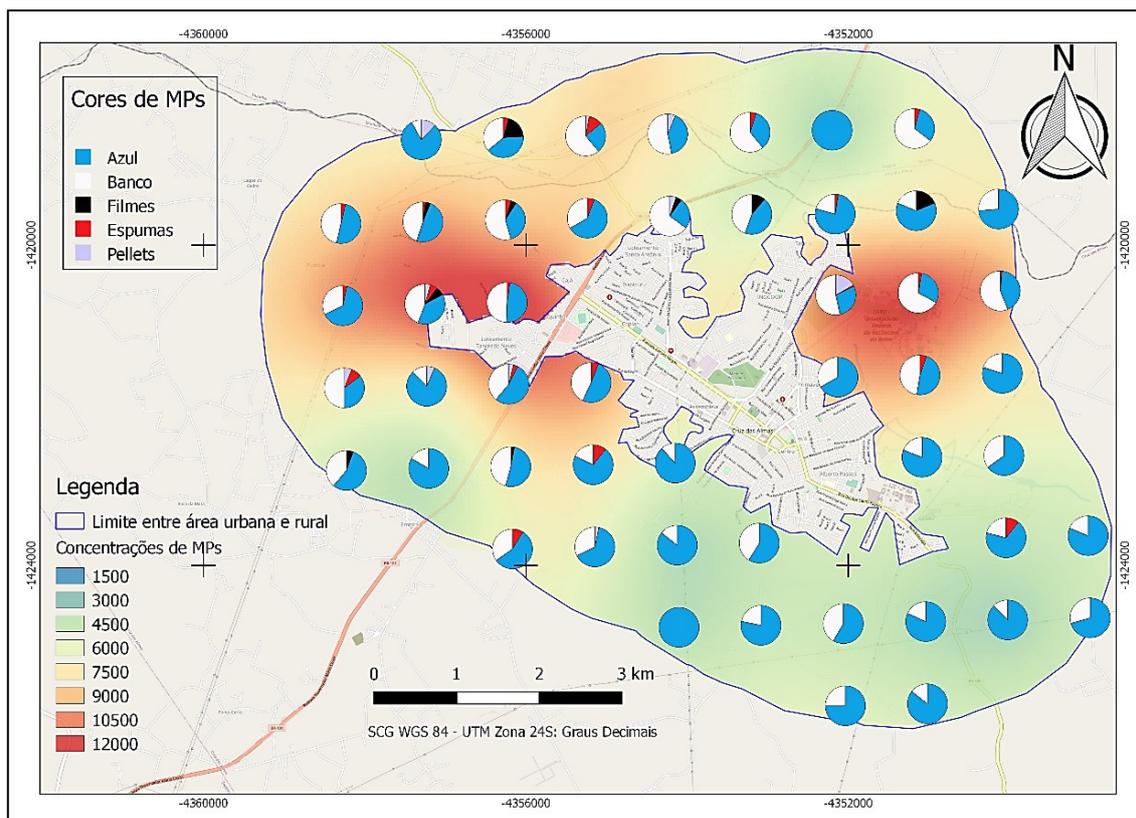


Figura 8 - Proporção das diferentes cores de MPs nos locais de amostragem.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Na porção oeste da área de estudo, observou-se um hotspot de contaminação com valores superiores a 13.000 partículas kg^{-1} . Essa região é caracterizada por bairros periféricos em expansão, como Embira e Pumba, onde há elevada densidade populacional, obras de urbanização, terrenos baldios e dificuldade de coleta regular de resíduos sólidos. A disposição inadequada de lixo, que frequentemente é queimado ou abandonado a céu aberto, representa uma importante fonte pontual de plásticos que, por intemperismo e fragmentação, transformam-se em microplásticos que se incorporam ao solo superficial.

Na porção leste, outro gradiente significativo foi identificado, com concentrações variando de aproximadamente 12.000 a 4.000 partículas kg^{-1} . Nessa área localiza-se o campus da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB) e seus campos experimentais, onde há registro de uso intensivo de materiais plásticos em atividades agrícolas e acadêmicas, como lonas, mangueiras, embalagens e materiais de laboratório. A presença dessas fontes locais de degradação de plásticos pode explicar o acúmulo observado nos solos. Adicionalmente, o bairro da Tabela, adjacente à universidade, possui históricos pontos de descarte irregular de resíduos urbanos, o que pode contribuir para o enriquecimento de microplásticos na matriz edáfica.

Mesmo nas áreas mais distantes do centro urbano, onde predominam pastagens e uso agrícola extensivo como no extremo sul e extremo norte da zona de estudo, foram registradas concentrações superiores a 3.000 partículas kg^{-1} , demonstrando que a contaminação por microplásticos não se restringe a áreas urbanas. Essa onipresença sugere a existência de processos de dispersão difusa, como deposição atmosférica de fibras, escoamento superficial de partículas leves, ou transporte e incorporação via práticas agrícolas. A circulação de maquinário, uso de fertilizantes contaminados e aplicação de compostos orgânicos como esterco ou resíduos vegetais com restos plásticos, são potenciais vetores de contaminação em áreas rurais (Bläsing; Amelung, 2018; Rillig; Ingraffia; Machado, 2017).

A distribuição horizontal dos microplásticos parece refletir um modelo misto de poluição, no qual há simultaneamente:

(1) fontes pontuais associadas a áreas com descarte inadequado de resíduos e uso agrícola intensivo de plásticos;

(2) dispersão atmosférica e hidrológica que leva à homogeneização parcial da contaminação, especialmente de fibras sintéticas mais leves.

Esses padrões corroboram observações internacionais que apontam para a crescente importância dos solos como reservatórios e vetores secundários de microplásticos. Além disso, a comparação com estudos realizados em outros países tropicais sugere que o nível de contaminação identificado em Cruz das Almas é expressivo e potencialmente comparável a áreas periurbanas densamente povoadas, mesmo sem a presença de fontes industriais.

4. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo evidenciam que a contaminação por microplásticos em solos é uma realidade concreta em município do interior baiano em município do interior da Bahia com gestão ineficaz de resíduos sólidos, atingindo tanto áreas urbanas quanto rurais. Apesar da ausência de macroplásticos visíveis, a presença de microplásticos foi detectada em todas as amostras analisadas, com concentrações altas variando entre 833 e 25.271 partículas por quilograma de solo seco, o que representa níveis de poluição superiores a várias localidades do mundo mesmo em contexto de solos cobertos com plásticos (mulching) ou biofertilizados por lodo de esgoto contaminado por plásticos. Isso demonstra que a poluição difusa por dispersão aérea, resultante da disposição

inadequada e degradação de resíduos, é um processo invisível que chega a superar a poluição local por inserção antrópica de plásticos (mulching, lodo).

A predominância de partículas do tipo fibra, especialmente nas cores azul e branca, confirma que as principais fontes de contaminação são difusas e associadas ao uso cotidiano de plásticos leves e materiais têxteis, com provável contribuição de deposição atmosférica e escoamento superficial. Os fragmentos e outros tipos de partículas, por sua vez, parecem concentrar-se em áreas com acúmulo de resíduos sólidos e atividade humana intensa, apontando para fontes pontuais localizadas.

A análise espacial revelou padrões coerentes com o uso e a ocupação do solo, com maiores concentrações nas bordas leste e oeste da área urbana, associadas ao descarte inadequado de resíduos e ao uso intensivo de plásticos em atividades agrícolas. Mesmo em áreas rurais, os solos apresentaram contaminação relevante, o que reforça a hipótese de que os microplásticos se dispersam amplamente por mecanismos físicos e biológicos, e se acumulam na camada superficial do solo.

Este estudo representa uma das primeiras tentativas de mapear a presença de microplásticos em solos do Recôncavo Baiano e reforça a necessidade de ampliar o monitoramento da poluição plástica em ambientes terrestres tropicais. Embora a caracterização química dos polímeros não tenha sido realizada, os dados morfológicos obtidos evidenciam, de forma robusta, a gravidade do problema. Recomenda-se que futuras pesquisas aprofundem a análise dos efeitos ecológicos dos microplásticos nos solos, a degradação dos polímeros bem como sua dinâmica vertical e interação com os ciclos biogeoquímicos.

REFERÊNCIAS

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**, [s. l.], v. 739, p. 140377, 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.140377. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140377>.

ASTNER, A. F.; GILLMORE, A. B.; YU, Y.; FLURY, M.; DEBRUYN, J. M.; SCHAEFFER, S. M.; HAYES, D. G. Formation, behavior, properties and impact of micro- and nanoplastics on agricultural soil ecosystems (A Review). **NanoImpact**, [s. l.], v. 31, 2023. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.impact.2023.100474>.

BERENSTEIN, G.; CÓRDOBA, P.; DÍAZ, Y. B.; GONZÁLEZ, N.; PONCE, M. B.; MONTSERRAT, J. M. Macro, meso, micro and nanoplastics in horticultural soils in Argentina: Abundance, size distribution and fragmentation mechanism. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 906, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167672>.

BLÄSING, M.; AMELUNG, W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 612, p. 422–435, 2018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.08.086. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>.

CAO, D.; WANG, X.; LUO, X.; LIU, G.; ZHENG, H. Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earthworms in an agricultural soil. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, [s. l.], v. 61, p. 12148, 2017. DOI 10.1088/1755-1315/61/1/012148. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/61/1/012148>.

CHEN, Y.; WU, Y.; MA, J.; AN, Y.; LIU, Q.; YANG, S.; QU, Y.; CHEN, H.; ZHAO, W.; TIAN, Y. Microplastics pollution in the soil mulched by dust-proof nets: A case study in Beijing, China. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 275, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116600>.

CORRADINI, F.; BARTHOLOMEUS, H.; HUERTA LWANGA, E.; GERTSEN, H.; GEISSEN, V. Predicting soil microplastic concentration using vis-NIR spectroscopy. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 650, p. 922–932, 2019. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.09.101. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.101>.

CORRADINI, F.; MEZA, P.; EGUILUZ, R.; CASADO, F.; HUERTA-LWANGA, E.; GEISSEN, V. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 671, p. 411–420, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>.

DE SOUZA MACHADO, A. A.; KLOAS, W.; ZARFL, C.; HEMPEL, S.; RILLIG, M. C. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 24, n. 4, p. 1405–1416, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>.

DING, L.; WANG, X.; OUYANG, Z.; CHEN, Y.; WANG, X.; LIU, D.; LIU, S.; YANG, X.; JIA, H.; GUO, X. The occurrence of microplastic in Mu Us Sand Land soils in northwest China: Different soil types, vegetation cover and restoration years. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 403, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123982>.

FRIAS, J.; PAGTER, E.; NASH, R.; O'CONNOR, I. **Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments - JPI-Oceans BASEMAN project**. [S. l.: s. n.], 2018. DOI 10.13140/RG.2.2.36256.89601/1. Disponível em: <http://www.jpi-oceans.eu/baseman/main-page>.

GALLOWAY, T. S.; COLE, M.; LEWIS, C. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. **Nature Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 1, n. 5, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>.

GUO, J.; HUANG, X.; XIANG, L.; WANG, Y.; LI, Y.; LI, H.; CAI, Q. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. **Environment International**, [s. l.], v. 137, p. 105263, 2020. DOI 10.1016/j.envint.2019.105263. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>.

HE, D.; LUO, Y.; LU, S.; LIU, M.; SONG, Y.; LEI, L. Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, [s. l.], v. 109, p. 163–172, 2018. DOI <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006>.

HOANG, V. H.; NGUYEN, M. K.; HOANG, T. D.; HA, M. C.; HUYEN, N. T. T.; BUI, V. K. H.; PHAM, M. T.; NGUYEN, C. M.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D. Sources, environmental fate, and impacts of microplastic contamination in agricultural soils: A comprehensive review. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 950, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175276>.

HUERTA LWANGA, E.; GERTSEN, H.; GOOREN, H.; PETERS, P.; SALÁNKI, T.; VAN DER PLOEG, M.; BESSELING, E.; KOELMANS, A. A.; GEISSEN, V. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 220, p. 523–531, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.096>.

HUERTA LWANGA, E.; MENDOZA VEGA, J.; KU QUEJ, V.; CHI, J. de los A.; SANCHEZ DEL CID, L.; CHI, C.; ESCALONA SEGURA, G.; GERTSEN, H.; SALÁNKI, T.; VAN DER PLOEG, M.; KOELMANS, A. A.; GEISSEN, V. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 7, n.1, p. 14071, 2017. DOI 10.1038/s41598-017-14588-2. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/s41598-017-14588-2>.

KANG, Q.; ZHANG, K.; DEKKER, S. C.; MAO, J. Microplastics in soils: A comprehensive review. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 960, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178298>.

KIM, S. K.; KIM, J. S.; LEE, H.; LEE, H. J. Abundance and characteristics of microplastics in soils with different agricultural practices: Importance of sources with internal origin and environmental fate. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 403, 5 fev. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123997>.

KUMAR, M.; XIONG, X.; HE, M.; TSANG, D. C. W.; GUPTA, J.; KHAN, E.; HARRAD, S.; HOU, D.; SIK, Y.; BOLAN, N. S. Microplastics as pollutants in agricultural soils. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 265, p. 114980, 2020. DOI 10.1016/j.envpol.2020.114980. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114980>.

LI, J.; SONG, Y.; CAI, Y. Focus topics on microplastics in soil: Analytical methods, occurrence, transport, and ecological risks. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 257, p. 113570, 2020. DOI 10.1016/j.envpol.2019.113570. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113570>.

LI, Q.; BOGUSH, A.; VAN DE WIEL, M.; WU, P.; HOLTZMAN, R. Microplastics transport in soils: A critical review. **Earth-Science Reviews**, [s. l.], v. 264, p. 105108, 2025. DOI 10.1016/j.earscirev.2025.105108. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0012825225000698>.

LI, R.; ZHANG, L.; XUE, B.; WANG, Y. 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**, [s. l.], v. 244, p. 685–692, 2019. DOI 10.1016/j.envpol.2018.10.089. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.089>.

LIU, E. K.; HE, W. Q.; YAN, C. R. “White revolution” to “white pollution” - Agricultural plastic film mulch in China. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 9, n.9, p. 13–16, 2014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/9/091001>.

LIU, M.; LU, S.; SONG, Y.; LEI, L.; HU, J.; LV, W.; ZHOU, W.; CAO, C.; SHI, H.; YANG, X.; HE, D. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 242, p. 855–862, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.051>.

MASSOS, A.; TURNER, A. Cadmium, lead and bromine in beached microplastics. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 227, p. 139–145, 2017. DOI <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.034>. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749117303688>.

NIZZETTO, L.; FUTTER, M.; LANGAAS, S. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 50, n.20, p. 10777–10779, 2016. DOI 10.1021/acs.est.6b04140. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>.

PAES, E. da S.; GLOAGUEN, T. V.; SILVA, H. dos A. da C.; DUARTE, T. S.; DE ALMEIDA, M. da C.; COSTA, O. D. A. V.; BOMFIM, M. R.; SANTOS, J. A. G. Widespread microplastic pollution in mangrove soils of Todos os Santos Bay, northern Brazil. **Environmental Research**, [s. l.], v. 210, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112952>.

QI, R.; JONES, D. L.; LI, Z.; LIU, Q.; YAN, C. Behavior of microplastics and plastic film residues in the soil environment: A critical review. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 703, p. 134722, 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.134722. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134722>.

RILLIG, M. C. Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 46, n.12, p. 6453–6454, 2012. DOI 10.1021/es302011r. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es302011r>.

RILLIG, M. C.; INGRAFFIA, R.; MACHADO, A. A. de S. Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems. **Frontiers in plant science**, [s. l.], v. 8, p. 1805, 2017. DOI 10.3389/fpls.2017.01805. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29093730>.

SCHEURER, M.; BIGALKE, M. Microplastics in Swiss Floodplain Soils. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 52, n. 6, p. 3591–3598, 20 mar. 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>.

TRINDADE, L. dos S. **Microplastics in surface water of a tropical estuarine environment in Todos os Santos Bay, Brazil**. 2021. University of Recôncavo of Bahia, Brazil, 2021.

VANDENBERG, P.; HUERTA-LWANGA, E.; CORRADINI, F.; GEISSEN, V. Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 261, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114198>.

WANG, J.; LI, J.; LIU, S.; LI, H.; CHEN, X.; PENG, C.; ZHANG, P.; LIU, X. Distinct microplastic distributions in soils of different land-use types: A case study of Chinese farmlands. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 269, 15 jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116199>.

WANG, J.; LIU, X.; LI, Y.; POWELL, T.; WANG, X.; WANG, G.; ZHANG, P. Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 691, p. 848–857, 2019. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.07.209. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.209>.

WEBER, C. J.; OPP, C. Spatial patterns of mesoplastics and coarse microplastics in floodplain soils as resulting from land use and fluvial processes. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 267, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115390>.

WEITHMANN, N.; MÖLLER, J. N.; LÖDER, M. G. J.; PIEHL, S.; LAFORSCH, C.; FREITAG, R. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. **Science Advances**, [s. l.], v. 4, n.4, p. 1–8, 2018. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060>.

ZENG, L. S.; ZHOU, Z. F.; SHI, Y. X. Environmental Problems and Control Ways of Plastic Film in Agricultural Production. **Applied Mechanics and Materials**, [s. l.], v. 295–298, p. 2187–2190, 2013. DOI 10.4028/www.scientific.net/AMM.295-298.2187. Disponível em: <https://www.scientific.net/AMM.295-298.2187>.

ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J.; AMARAL-ZETTLER, L. A. Life in the “Plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 47, n.13, p. 7137–7146, 2013. DOI 10.1021/es401288x. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es401288x>.

ZETTLER, L. A. A.-; ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J. Ecology of the plastisphere. **Nature Reviews Microbiology**, [s. l.], v. 18, p. 139–151, 2020. DOI 10.1038/s41579-019-0308-0. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41579-019-0308-0>.

ZHANG, G. S.; LIU, Y. F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 642, p. 12–20, 2018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.06.004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.004>.

ZHANG, S.; LIU, X.; HAO, X.; WANG, J.; ZHANG, Y. Distribution of low-density microplastics in the mollisol farmlands of northeast China. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 708, 15 mar. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135091>.

ZHOU, B.; WANG, J.; ZHANG, H.; SHI, H.; FEI, Y.; HUANG, S.; TONG, Y.; WEN, D.; LUO, Y.; BARCELÓ, D. Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, east China: Multiple sources other than plastic mulching film. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 388, 15 abr. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121814>.

ZIAJAHROMI, S.; LU, H.-C.; DWYER, J.; FERNANDES, M.; GRIFFITH, M.; LEUSCH, F. D. Transport and Accumulation of Microplastics from Biosolids to Australian Agricultural Soils: Detection of Microplastics Down to 1 μm . **Environmental Science & Technology**, [s. l.], 10 set. 2024. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c04661>.

Recebido: 02/05/2025

Aceito: 30/03/2025