



UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO
ESCOLA DE MINAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL



Gabriela Mol Alvim Gomes

Meiriele Expedito Pinta Mendes

Microplásticos em sedimentos de sistemas fluviais de
cabeceiras protegidas no sudeste brasileiro: padrão espaço-
temporal e evidências de meios de contaminação

Ouro Preto

2026

Gabriela Mol e Meiriele Mendes

Microplásticos em sedimentos de sistemas fluviais de
cabeceiras protegidas no Sudeste brasileiro: padrão espaço-
temporal e evidências de meios de contaminação

Monografia apresentada ao Curso de
Engenharia Ambiental da Universidade Federal
de Ouro Preto como requisito parcial para
obtenção do título de bacharel em Engenharia
Ambiental.

Orientador: Dr. Aníbal da Fonseca Santiago

Coorientadora: Dra. Grazielle Rocha dos Santos

Ouro Preto

2026

SISBIN - SISTEMA DE BIBLIOTECAS E INFORMAÇÃO

M538m Mendes, Meiriele Expedito Pinta.

Microplásticos em sedimentos de sistemas fluviais de cabeceiras protegidas no sudeste brasileiro [manuscrito]: padrão espaço-temporal e evidências de meios de contaminação. / Meiriele Expedito Pinta Mendes. Gabriela Mol Alvim Gomes. - 2026.

43 f.: il.: color., gráf., tab..

Orientador: Prof. Dr. Aníbal da Fonseca Santiago.

Coorientadora: Profa. Dra. Grazielle Rocha dos Santos.

Monografia (Bacharelado). Universidade Federal de Ouro Preto. Escola de Minas. Graduação em Engenharia Ambiental .

1. Microplásticos. 2. Sedimentos. 3. Poluição. 4. Água doce. 5. Poluição de Rios. I. Gomes, Gabriela Mol Alvim. II. Santiago, Aníbal da Fonseca. III. Santos, Grazielle Rocha dos. IV. Universidade Federal de Ouro Preto. V. Título.

CDU 504

Bibliotecário(a) Responsável: Soraya Fernanda Ferreira e Souza - CRB6/2322



FOLHA DE APROVAÇÃO

Gabriela Mol Alvim Gomes
Meiriele Expedito Pinta Mendes

Microplásticos em sedimentos de sistemas fluviais de cabeceiras protegidas no sudeste brasileiro: padrão espaço-temporal e evidências de meios de contaminação

Projeto Final de Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Aprovada em 06 de fevereiro de 2026.

Membros da banca

Dr. Aníbal da Fonseca Santiago - Orientador - Universidade Federal de Ouro Preto
Dra. Grazielle Rocha dos Santos - Coorientadora - Universidade Federal de Ouro Preto
Turismólogo Pedro Henrique de Paula Alves Rodrigues – Secretaria Municipal de Meio Ambiente – Ouro Preto
Dra. Tamara Daiane Souza - Universidade Federal de Ouro Preto

Aníbal da Fonseca Santiago, orientador do trabalho, aprovou a versão final e autorizou seu depósito na Biblioteca Digital de Trabalhos de Conclusão de Curso da UFOP em 07/02/2026.



Documento assinado eletronicamente por **Aníbal da Fonseca Santiago, PROFESSOR DE MAGISTERIO SUPERIOR**, em 11/02/2026, às 16:23, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1058107** e o código CRC **73B7F549**.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos, antes de tudo, a Deus, cuja presença constante e silenciosa nos sustentou ao longo de uma caminhada marcada por desafios, persistência e profundo amadurecimento. Foi na fé que encontramos equilíbrio quando as respostas tardaram, força quando o cansaço se acumulou e serenidade para seguir adiante mesmo nos dias em que o esforço parecia maior do que as certezas. Nada do que foi construído aqui existiria sem esse sustento invisível, porém essencial.

Às nossas famílias, expressamos nossa gratidão mais profunda. Aos nossos pais, Kátia e Márcio Gomes, Neuza e Vicente Mendes, por serem base firme em um percurso que exigiu renúncia, paciência e compreensão. O apoio de vocês esteve presente nos silêncios, nas ausências inevitáveis, nas longas jornadas e nos momentos de exaustão. Este trabalho carrega, em cada página, a força do amor e da confiança que vocês nunca deixaram faltar.

Ao professor Aníbal da Fonseca Santiago, nosso orientador, agradecemos pela condução responsável, pelo rigor científico e pela seriedade acadêmica com que acompanhou todo o desenvolvimento deste trabalho. Agradecemos, ainda, por todo o apoio dedicado ao longo do processo, sempre com disponibilidade e comprometimento. Suas orientações foram fundamentais para transformar dedicação em conhecimento sólido e compromisso em resultado.

À coorientadora Grazielle Rocha dos Santos, nosso agradecimento ultrapassa a dimensão acadêmica. Sua presença constante, sensível e generosa tornou o processo mais humano e possível. Ao longo dessa trajetória, você foi mais do que coorientadora: foi apoio, escuta e referência. Sua forma de orientar deixou marcas que vão além deste trabalho.

Ao Programa de Educação Tutorial – PET Engenharia Ambiental, agradecemos pela formação crítica, pelo estímulo à autonomia intelectual e pela construção de uma visão comprometida com a ciência, a responsabilidade social e ambiental.

À Prefeitura Municipal de Ouro Preto, à Secretaria Municipal de Meio Ambiente e à Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação da Universidade Federal de Ouro Preto (PROPP/UFOP), nosso reconhecimento pelo apoio institucional, pela confiança e pela contribuição essencial para a viabilidade e relevância deste trabalho.

Este Trabalho de Conclusão de Curso é resultado de um processo construído com constância, esforço diário e resiliência. Nada aqui foi imediato ou simples. Cada etapa exigiu entrega, disciplina e permanência, mesmo quando o caminho se mostrou difícil. Cada pessoa e instituição aqui mencionada foi essencial para que esta conquista se concretizasse. Que este trabalho represente não apenas um resultado acadêmico, mas a seriedade, a luta silenciosa e o compromisso que sustentaram toda a sua construção.

RESUMO

Microplásticos foram identificados em sedimentos de 17 cachoeiras localizadas em áreas de cabeceira protegidas no município de Ouro Preto – MG, em ambos os períodos hidrológicos analisados, com maior abundância durante o período chuvoso. Fibras predominaram, representando 86,3% das partículas, predominando colorações preta e azul. A análise por FTIR indicou a presença de polímeros como LDPE ou LLDPE, EVA e ABS, evidenciando múltiplas fontes potenciais. A distribuição granulométrica dos sedimentos revelou predomínio de frações grossas, e os teores de matéria orgânica foram baixos, refletindo reduzida capacidade adsortiva do sedimento. A ocorrência de microplásticos em áreas preservadas e sob baixa pressão antrópica evidencia sua ubiquidade e persistência, sugerindo contribuição de fontes difusas e transporte atmosférico. Os resultados destacam os sedimentos como sumidouros temporários e reforçam a necessidade de estratégias integradas de mitigação, incluindo monitoramento contínuo, gestão de resíduos e políticas regulatórias para controle sustentável da contaminação por microplásticos em ecossistemas de água doce.

Palavras-chaves: Água doce, poluição, áreas preservadas, sedimentos, microplásticos.

ABSTRACT

Microplastics were identified in sediments from 17 waterfalls located in protected headwater areas in the municipality of Ouro Preto, Minas Gerais, Brazil, during both hydrological periods analyzed, with higher abundance during the rainy season. Fibers predominated, accounting for 86.3% of the particles, with black and blue being the most common colors. FTIR analysis indicated the presence of polymers such as LDPE or LLDPE, EVA, and ABS, evidencing multiple potential sources. Sediment grain-size distribution revealed a predominance of coarse fractions, and organic matter contents were low, reflecting a reduced adsorptive capacity of the sediment. The occurrence of microplastics in preserved areas under low anthropogenic pressure highlights their ubiquity and persistence, suggesting contributions from diffuse sources and atmospheric transport. The results emphasize sediments as temporary sinks and reinforce the need for integrated mitigation strategies, including continuous monitoring, waste management, and regulatory policies for the sustainable control of microplastic contamination in freshwater ecosystems.

Keywords: Freshwater, pollution, protected areas, sediments, microplastics.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	6
2	METODOLOGIA.....	8
2.1.	AREA DE ESTUDO	8
2.2	CARACTERIZAÇÃO E AMOSTRAGEM.....	9
2.3	ANÁLISE GRANULOMÉTRICA EM SEDIMENTO	11
2.4	TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA.....	12
2.5	ANÁLISE DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTO	12
2.6	ANÁLISE MICROBIOLÓGICA EM ÁGUA.....	13
2.7	ESPECTROSCOPIA NA REGIÃO DO INFRAVERMELHO COM TRANSFORMADA DE FOURIER (FTIR).....	14
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	15
3.1	CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL	15
3.1.1	USO DO SOLO.....	15
3.1.2	DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA	17
3.1.3	TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA	19
3.1.4	ANÁLISE MICROBIOLÓGICA	20
3.2	ANÁLISE DE MICROPLÁSTICOS	22
4.	CONCLUSÃO	31

1. INTRODUÇÃO

A poluição plástica é reconhecida como um dos desafios ambientais mais relevantes do cenário ambiental contemporâneo. A produção global de plásticos ultrapassa 400 milhões de toneladas por ano, sendo quase metade associada a aplicações de uso único (EUROPE PLASTICS, 2022). Aliada a taxas de reciclagem inferiores a 10%, essa dinâmica produtiva resulta no acúmulo generalizado de resíduos plásticos nos ambientes naturais (NGUYEN et al., 2023). Estima-se que entre 19 e 23 milhões de toneladas de resíduos plásticos ingressem anualmente nos sistemas aquáticos, representando riscos expressivos ao funcionamento dos ecossistemas e à saúde humana (PHAN; LUSCOMBE, 2023).

Embora a indústria de plásticos proporcione benefícios econômicos e tecnológicos — ao produzir materiais leves, duráveis, versáteis e de baixo custo —, os resíduos gerados representam um impacto ambiental cada vez maior. Uma vez liberados no ambiente, os plásticos são submetidos a processos de degradação física, química e biológica que promovem sua fragmentação em microplásticos (MPs), definidos como partículas com dimensões inferiores a 5 mm. Devido à sua persistência, elevada razão área superficial/volume e capacidade de interagir com agentes químicos e biológicos, os MPs são cada vez mais reconhecidos como contaminantes emergentes de preocupação em ambientes aquáticos (MUTLU et al., 2024).

Nesse contexto, os sistemas fluviais constituem elementos fundamentais dos ecossistemas de água doce e também servem como vias de transporte de plásticos. Estimativas globais indicam que os rios descarregam entre 1,15 e 2,41 milhões de toneladas de plástico por ano nos oceanos, sendo bacias de pequeno e médio porte responsáveis por uma contribuição desproporcional desse fluxo (GABRIEL; BACOSA, 2024). Entretanto, uma fração substancial dos resíduos plásticos não alcança os ambientes marinhos, permanecendo retida nos cursos d'água.

Os sedimentos fluviais atuam como importantes sumidouros de microplásticos, nos quais as partículas podem se acumular, persistir por longos períodos e sofrer interações físicas e biogeoquímicas. O acúmulo de MPs nos sedimentos tem implicações diretas para a qualidade do sedimento, os organismos bentônicos e a dinâmica de contaminantes, uma vez que esses compartimentos podem funcionar como fontes secundárias de microplásticos

sob condições hidrológicas variáveis. Assim, compreender a distribuição espacial e temporal dos MPs em sedimentos fluviais é essencial para avaliar a integridade dos sistemas de água doce e subsidiar estratégias de gestão baseadas em evidências (NEL, DALU e WASSERMAN, et al., 2018)

As áreas protegidas, particularmente aquelas localizadas em regiões de cabeceira, apresentam especial relevância para estudos sobre microplásticos. As cabeceiras desempenham papel fundamental na regulação da qualidade da água a jusante e no transporte de sedimentos, porém seguem pouco abordadas em pesquisas voltadas à contaminação por microplásticos. Apesar de seu status legal de conservação, esses ambientes podem ser afetados por pressões antrópicas difusas, refletindo o uso do solo em escala regional, a deposição atmosférica e atividades a montante.

No sudeste brasileiro, sistemas de cabeceira contribuem para grandes bacias hidrográficas, como as dos rios Doce e São Francisco, que são essenciais para o abastecimento público, a agricultura, a indústria e a provisão de serviços ecossistêmicos em escalas regional e nacional. Estudos anteriores indicam que os microplásticos em ambientes de água doce têm origem predominantemente em efluentes domésticos e industriais, sendo a limitada eficiência dos sistemas de tratamento de esgotos um fator determinante para sua liberação contínua nos corpos d'água (BIRCH et al., 2020; KUMAR et al., 2020; SARKAR et al., 2020). Esses materiais podem ter origem primária ou secundária e permanecem, em grande medida, sem regulamentação específica nos atuais marcos normativos ambientais.

Diante do crescimento contínuo da demanda por plásticos e do reconhecimento crescente dos microplásticos como contaminantes relevantes em ambientes de água doce, considerando que sistemas hídricos de cabeceira protegidos e preservados permanecem sub-representados em estudos sobre microplásticos em sedimentos, particularmente em regiões montanhosas tropicais, este estudo tem como objetivo avaliar a presença, a distribuição e as características de microplásticos em sedimentos de cachoeiras localizadas em sistemas de cabeceira protegidos no sudeste brasileiro.

2 METODOLOGIA

2.1. AREA DE ESTUDO

A presente pesquisa foi realizada no município de Ouro Preto, localizado na região central do estado de Minas Gerais (MG), a aproximadamente 100 km da capital, Belo Horizonte. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) possui uma população avaliada em mais de 70.000 habitantes, distribuídos em uma sede e 12 distritos, em um território de 1.250 km² (FERNANDES, 2021). Reconhecida como patrimônio mundial da humanidade, Ouro Preto apresenta notório valor histórico e patrimonial, expresso nas edificações monumentais do período barroco-colonial, o que a consolida como referência para atividades turísticas em âmbito nacional (FERREIRA e SILVA, 2023). Guerra et al., (2023) afirma que de acordo com informações do Conservatório do Turismo de MG o município é um dos quatro destinos mais visitados no país.

Ouro Preto está localizado no Quadrilátero Ferrífero (QF), polo mundial de exploração de minério de ferro, representando em 2017, 92,3% de toda a movimentação econômica do município (PINHO, 2019). A região está localizada entre os domínios da mata atlântica e do cerrado, seu relevo é acidentado, a uma altitude média de 1.100 metros. O clima em altas altitudes é tropical, com inverno seco e verões chuvosos. A temperatura média é de 20°C e 1.250 mm de precipitação média anual. O município também é um divisor de bacias hidrográficas, estando em seu território a nascente do rio das Velhas, pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (BHRSF) e a Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) (PMOP, 2021).

Além de seu patrimônio histórico, o município conta com um conjunto relevante de unidades de conservação, que asseguram a proteção de recursos naturais, paisagens geológicas e múltiplos ecossistemas. Entre elas, destacam-se o Parque Estadual do Itacolomi, a Estação Ecológica do Tripuí, a Área de Proteção Ambiental (APA) Cachoeira das Andorinhas, a Floresta Estadual do Uaimii, o Monumento Natural Gruta Nossa Senhora da Lapa, o Parque Estadual de Ouro Branco e o Monumento Natural Itatiaia, distribuídos por diferentes distritos do município (LIMA e RUCHKYS, 2019).

Nesse contexto, as áreas naturais inseridas nas unidades de conservação do município também assumem papel relevante como destinos recreativos e turísticos, em função da presença

de atrativos como cachoeiras, trilhas e paisagens de elevado valor cênico. Distritos como Lavras Novas, São Bartolomeu e Cachoeira do Campo concentram atrativos naturais amplamente utilizados para atividades de lazer e ecoturismo, incluindo visitas a cachoeiras e percursos em trilhas. Embora formalmente protegidas, essas áreas estão sujeitas a pressões antrópicas associadas ao uso turístico, o que pode influenciar a integridade dos sistemas aquáticos e dos sedimentos associados, reforçando a relevância de investigações ambientais em áreas naturais sob uso recreativo (MACHADO; FILHO; NOGUEIRA, 2021; MACHADO e ALVES, 2013; PIRES e BUHRER, 2022).

2.2 CARACTERIZAÇÃO E AMOSTRAGEM

Foram analisadas 17 cachoeiras localizadas nas bacias do rio das Velhas (sub-bacia do rio São Francisco) e do rio Doce (Tabela 1 e Figura 1), sendo nove inseridas na primeira e oito na segunda. As campanhas de amostragem de sedimentos foram realizadas em dois períodos hidrológicos contrastante, correspondentes ao período chuvoso (março de 2024) e ao período seco (setembro de 2024), abrangendo sedimentos de margem e de fundo em cinco pontos distintos de cada cachoeira, garantindo representatividade das condições locais. A coleta foi realizada com recipientes estéreis, e o material foi acondicionado em embalagens de alumínio (TSUCHIYA et al., 2019) e transportadas em caixas térmicas até o laboratório. Adicionalmente, amostras de água foram coletadas nos mesmos pontos amostrais, utilizando frascos estéreis, e mantidas sob refrigeração em caixas térmicas com gelo até o processamento laboratorial.

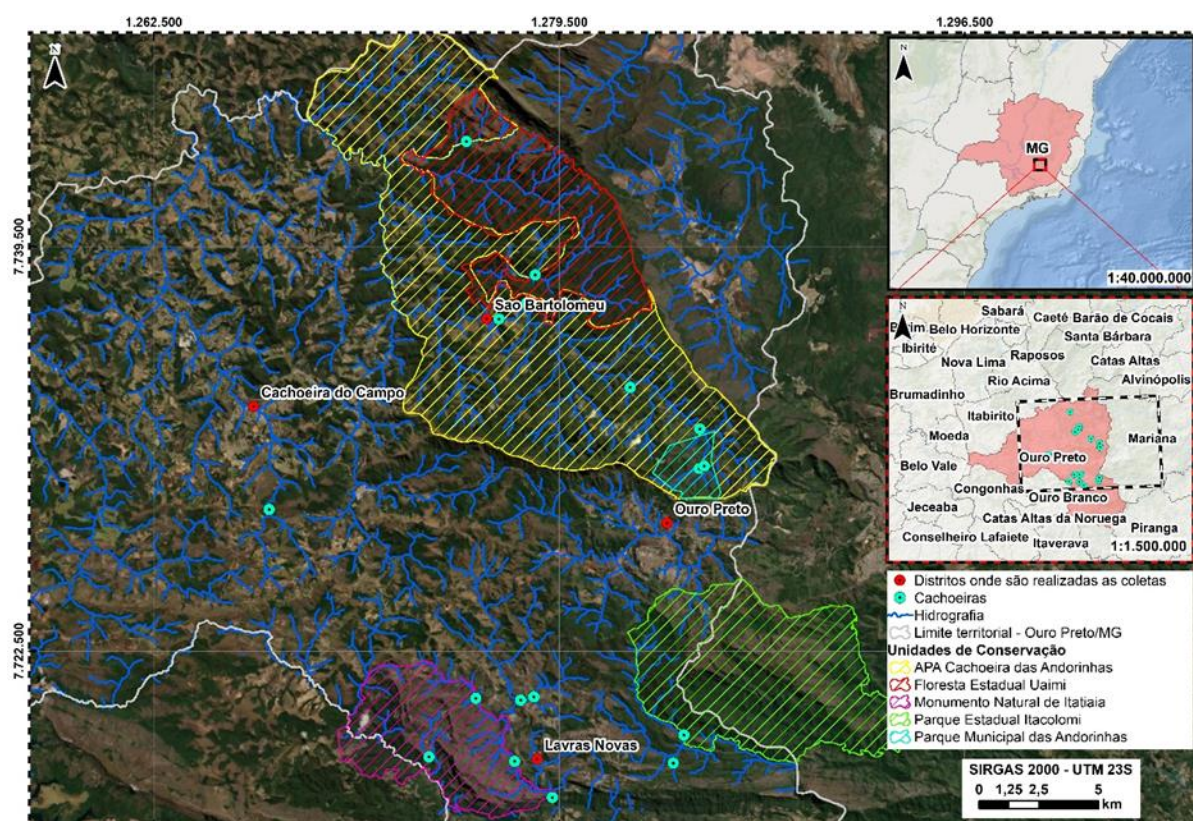
Para a estimativa da distribuição dos usos do solo nas áreas que contribuem para as cachoeiras amostradas, aplicou-se um procedimento proporcional baseado na relação entre a área total do município e a área correspondente a cada região investigada. A partir dessa relação, foi utilizado um método de proporcionalidade para estimar a representatividade das classes de uso do solo em cada área de estudo. As classes de uso do solo consideradas foram: área urbanizada, agropecuária, formação florestal, áreas não vegetadas e mineração, por representarem os principais tipos de cobertura com potencial influência sobre as fontes e a dinâmica de microplásticos no ambiente. Os dados de uso do solo foram obtidos do projeto MapBiomas, cuja classificação é baseada em imagens Landsat com resolução espacial média de 30 m ($\approx 900 \text{ m}^2$ por pixel). Ressalta-se que, por serem originalmente gerados no sistema

Lat/Long (WGS84), o tamanho do pixel pode variar com a latitude, sendo recomendados procedimentos específicos para o cálculo de área. O mapa foi processado e confeccionado em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), utilizando o software QGIS.

Tabela 1 - Identificação das áreas recreativas analisadas no município de Ouro Preto – Minas Gerais- Brasil.

REGIÃO	Nº	IDENTIFICAÇÃO	COORDENADAS
LAVRAS NOVAS	1	Ponte da Caveira	-20.455056, -43.575846
	2	Ponte do Calixto	-20.477162, -43.593430
	3	Três Moinhos	-20.453511, -43.553302
	4	Tabuões	-20.490844, -43.543131
	5	Castelinho	-20.477417, -43.559023
	6	Falcão	-20.454930, -43.557798
	7	Bacia do Custódio	-20.465718, -43.492242
	8	Três Pingos	-20.476678, -43.495558
SÃO BARTOLOMEU	1	Catarina Mendes	-20.335174, -43.519999
	2	Poço Vinte	-20.311462, -43.572915
	3	Prainha	-20.243963, -43.587916
	4	São Bartolomeu	-20.294436, -43.560199
	5	Brás Gomes	-20.246717, -43.588794
	6	Cascata Dom Bosco	-20.387342, -43.661609
PNMA	1	Folhinha	-20.349377, -43.491466
	2	Poço das Crianças	-20.364196, -43.491469
	3	Ponte	-20.363516, -43.489110

Figura 1 - Localização das 17 cachoeiras amostradas para análise de microplásticos em sedimentos no município de Ouro Preto – Minas Gerais- Brasil.



Fonte: Autores, 2025.

2.3 ANÁLISE GRANULOMÉTRICA EM SEDIMENTO

Os sedimentos destinados à análise granulométrica foram inicialmente quarteados até a obtenção de alíquotas de aproximadamente 500 g. Em seguida, as amostras foram submetidas à secagem em estufa a 50 °C por 24 horas, procedimento necessário para eliminar a umidade residual e assegurar a precisão das massas subsequentes. Todas as determinações foram realizadas em duplicata, de modo a garantir a reprodutibilidade dos resultados e a confiabilidade das análises obtidas.

A separação das frações texturais foi conduzida por peneiramento mecânico, utilizando um conjunto de peneiras metálicas com aberturas correspondentes às classes de tamanho definidas pelo sistema Udden–Wentworth (1922), amplamente empregado em estudos sedimentológicos. Foram avaliadas as seguintes classes: cascalho (>2000 µm), areia muito grossa (>1000 µm), areia grossa (500–1000 µm), areia média (250–500 µm), areia fina (125–250 µm), areia muito fina (63–125 µm) e silte (<63 µm). O conjunto foi submetido à agitação mecânica por 15

minutos, promovendo a separação eficiente das partículas. Após o peneiramento, o material retido em cada fração foi cuidadosamente recuperado e pesado em balança analítica de alta precisão, registrando-se os valores em ficha específica para posterior cálculo das distribuições percentuais e interpretação dos padrões sedimentares associados.

2.4 TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA

O teor de matéria orgânica nos sedimentos foi determinado por oxidação química com dicromato de potássio em meio ácido (H_2SO_4), usando o calor da diluição como catalisador, e posterior titulação com sulfato ferroso amoniacal. As medições foram repetidas em duplicata para garantir precisão, com desvio padrão relativo inferior a 5%. A fração considerada foi a parte do sedimento passante na peneira de 250 μm . Métodos recentes de oxidação catalítica e análise de carbono orgânico total (TOC) têm mostrado correlações elevadas com o método de Walkley-Black em sedimentos marinhos e solos, validando o uso desse método para diferentes faixas de concentração (LI et al., 2023; JIANG; ZHANG, 2022).

O procedimento consiste em transferir 5 g de material para um erlenmeyer de 500 mL, ao qual se adicionam 10 mL de solução de dicromato de potássio 1 N e, em seguida, 20 mL de ácido sulfúrico concentrado, adicionados imediatamente após o dicromato. A mistura é agitada manualmente por aproximadamente um minuto e mantida em repouso por 30 minutos, permitindo o desenvolvimento completo da reação. Posteriormente, acrescentam-se 200 mL de água destilada, 10 mL de ácido ortofosfórico concentrado e oito gotas de solução de difenilamina a 1%. A solução resultante é então titulada com sulfato ferroso amoniacal 0,5 N até a mudança de coloração de azul para verde.

2.5 ANÁLISE DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTO

A análise de microplásticos em sedimentos foi realizada com base em protocolos consolidados na literatura, que indicam a separação densimétrica como uma das técnicas mais eficientes para extração dessas partículas em matrizes sedimentares (HIDALGO-RUZ et al., 2012; MASURA et al., 2015; LÖDER e GERDTS, 2015). Inicialmente, procedeu-se à remoção manual de fragmentos grosseiros de origem mineral e vegetal, sem alteração da matriz sedimentar. Em seguida, realizou-se inspeção visual das amostras, com o objetivo de identificar partículas potencialmente plásticas visíveis a olho nu. As amostras, previamente

homogeneizadas e secas ao ar, foram analisadas em duplicata, utilizando-se alíquotas de 300 g pesadas em balança analítica.

Com o objetivo de facilitar a visualização das partículas e promover o desprendimento de microplásticos aderidos à matriz orgânica, amostra teve a matéria orgânica oxidada com peróxido (*Wet Peroxide Oxidation* – WPO), método reconhecido por degradar eficientemente a fração orgânica sem danificar as partículas plásticas, desde que controladas as condições reacionais (MASURA et al., 2015; SHERIFFA et al., 2024). Para isso, adicionaram-se solução de Fe (II) 0,05 M e peróxido de hidrogênio a 30%, seguido de aquecimento a aproximadamente 75°C até a completa digestão do material orgânico visível. O sedimento resultante foi lavado com água destilada em peneira de 62 µm para remoção de reagentes residuais.

Posteriormente, realizou-se a separação por densidade com solução de cloreto de zinco (ZnCl_2) de densidade aproximada de $1,7 \text{ g cm}^{-3}$, empregando-se uma razão volumétrica de 1:1 na mistura, preparada e homogeneizada sob resfriamento devido ao caráter exotérmico da dissolução. Essa solução permite recuperar polímeros de baixa e alta densidade, sendo indicada para estudos ambientais (IMHOF et al., 2012; HORTON et al., 2016). Após agitação da amostra com 300 mL da solução, a suspensão foi transferida para funil de separação e deixada em repouso por 12 h, recuperando-se a fração leve sobrenadante. Sempre que possível, a solução foi reutilizada, dado que mantém eficiência superior a 95% em múltiplos ciclos (CRUTCHETT e BORNT, 2024; RODRIGUES et al., 2020; PAPPIS e KAPUSTA, 2020).

A fração sobrenadante foi filtrada a vácuo em filtros de fibra de vidro (47 µm). O sistema foi lavado com água destilada e o volume controlado para evitar a precipitação de ZnCl_2 (RODRIGUES et al., 2020). Os filtros contendo as partículas retidas foram analisados por lupa estereoscópica, permitindo a triagem e a caracterização visual dos microplásticos quanto à morfologia, coloração e medição do tamanho. Em todas as etapas, foram adotados procedimentos de controle de contaminação: uso preferencial de material de vidro e metal, cobertura das amostras, superfícies limpas, exposição de filtros em branco e utilização de jalecos de algodão pelos operadores.

2.6 ANÁLISE MICROBIOLÓGICA EM ÁGUA

A quantificação de *Escherichia coli* foi realizada pelo método Colilert 9223B no qual um volume de 100 mL da amostra foi transferido assepticamente para recipiente estéril e adicionado do reagente cromogênico específico. O método baseia-se na detecção da atividade da enzima β -glucuronidase, característica de *E. coli*, promovendo alteração cromática no meio após incubação. As amostras foram incubadas a $35 \pm 0,5$ °C por 24 horas, e a leitura dos resultados foi realizada conforme os critérios estabelecidos pelo método, sendo os resultados expressos em NMP/100ml.

2.7 ESPECTROSCOPIA NA REGIÃO DO INFRAVERMELHO COM TRANSFORMADA DE FOURIER (FTIR)

Os microplásticos visíveis a olho nu foram identificados e caracterizados por espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), empregando o acessório de reflexão total atenuada (*Attenuated Total Reflection – ATR*). As análises foram realizadas em um espectrômetro equipado com acessório ATR de ponta única (Pike Technologies® MIRacle Single Bounce) com cristal de diamante, que permite a obtenção de espectros diretamente da superfície das partículas sem necessidade de preparação extensiva da amostra. A técnica de FTIR-ATR é amplamente reconhecida como padrão analítico para caracterização química de microplásticos, principalmente para partículas maiores que ~ 500 μm , pois possibilita a identificação de grupos funcionais característicos dos polímeros por comparação com bibliotecas espectrais de referência (CIRCELLI et al., 2024).

Após a extração e isolamento das partículas, estas foram cuidadosamente posicionadas em contato com o cristal de diamante do acessório ATR para garantir boa transmissão de energia infravermelha e maximizar a qualidade do espectro. As medidas foram realizadas na faixa espectral de 4000 cm^{-1} a 400 cm^{-1} , permitindo a identificação qualitativa dos principais tipos de polímeros presentes com base em bandas características. A organização dos dados e a construção dos gráficos foram realizadas no software Origin (OriginLab Corporation) e a atribuição dos tipos de plástico foi realizada por comparação com bibliotecas de espectros de polímeros conhecidos foi utilizada, seguindo protocolos compatíveis com estudos padronizados de microplásticos por FTIR (RATHORE et al., 2023).

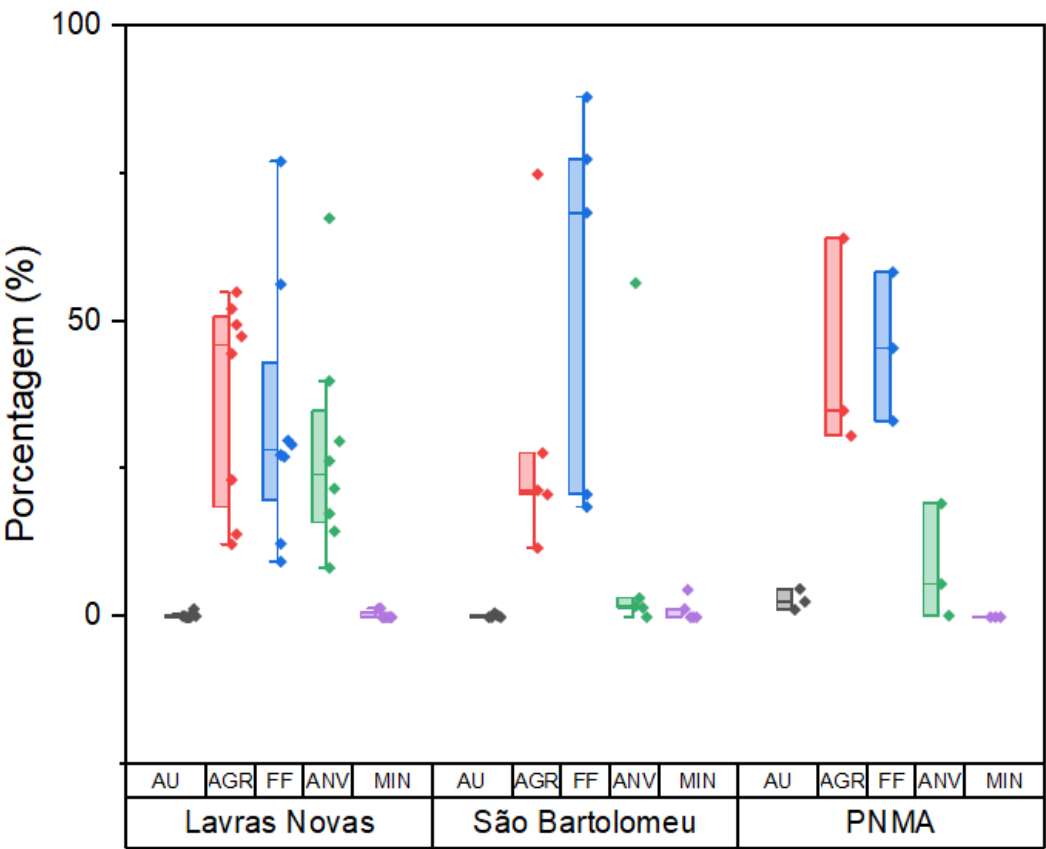
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL

3.1.1 USO DO SOLO

A Figura 2 ilustra os usos do solo identificados nas três regiões avaliadas no município de Ouro Preto.

Figura 2 – Percentual de uso do solo identificados nas três regiões avaliadas no município de Ouro Preto – Minas Gerais – Brasil.



Legenda: AU: áreas urbanas; AGR: agropecuária; FF: formação florestal; ANV: áreas não vegetadas; MIN: mineração.

As áreas avaliadas estão localizadas em zonas de preservação, entretanto, é notório que existe uma heterogeneidade na caracterização do uso do solo. Lavras Novas, com área total em cerca de 43 km², apresenta maior composição relacionada a agropecuária, formações florestais e áreas não vegetadas. Esse padrão indica um mosaico típico de paisagens conservadas sob pressão antrópica moderada, no qual atividades humanas coexistem com remanescentes naturais. Schmitz et al., (2023) mostram que esse tipo de configuração espacial é comum em áreas protegidas com histórico de ocupação humana, especialmente em regiões montanhosas, onde o uso agrícola e o turismo tendem a se concentrar em zonas específicas do relevo (GUPTA, 2024).

Em São Bartolomeu, que possui área total de 165 km², é possível identificar a maior contribuição da formação florestal, acompanhada por áreas agropecuárias e antrópicas. A literatura demonstra que bacias com maior proporção de cobertura florestal apresentam menor aporte de sedimentos finos, matéria orgânica alóctone mais estável e menor carga difusa de contaminantes, reforçando o papel da vegetação como elemento estruturante da qualidade ambiental em áreas conservadas (GIRI e QIU, 2018). O predomínio de formações florestais em São Bartolomeu ganha destaque quando considerada a inserção territorial da área no contexto das cabeceiras do rio das Velhas, da Floresta Estadual do Uamií e da Área de Proteção Ambiental (APA) Cachoeiras das Andorinhas destacando o papel-chave da vegetação na manutenção de processos ecológicos, redução de aporte de sedimentos e amortecimento de cargas difusas, como amplamente discutido na literatura.

O PNMA possui cerca de 5 km² de área e é possível verificar uma configuração mais homogênea de uso do solo, com forte predominância de formações florestais e agropecuária. Esse resultado é coerente com o enquadramento da área em uma APA, unidade de conservação que tem desempenhado papel central na ampliação das áreas protegidas no país. Em geral as APAs abrangerem extensas áreas com diferentes níveis de ocupação, incluindo tanto terras públicas quanto privadas, tendo como finalidade ordenar o uso e a ocupação do território, proteger a biodiversidade e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais. Desse modo, a conciliação entre as múltiplas atividades desenvolvidas no interior dessas áreas e a adoção de

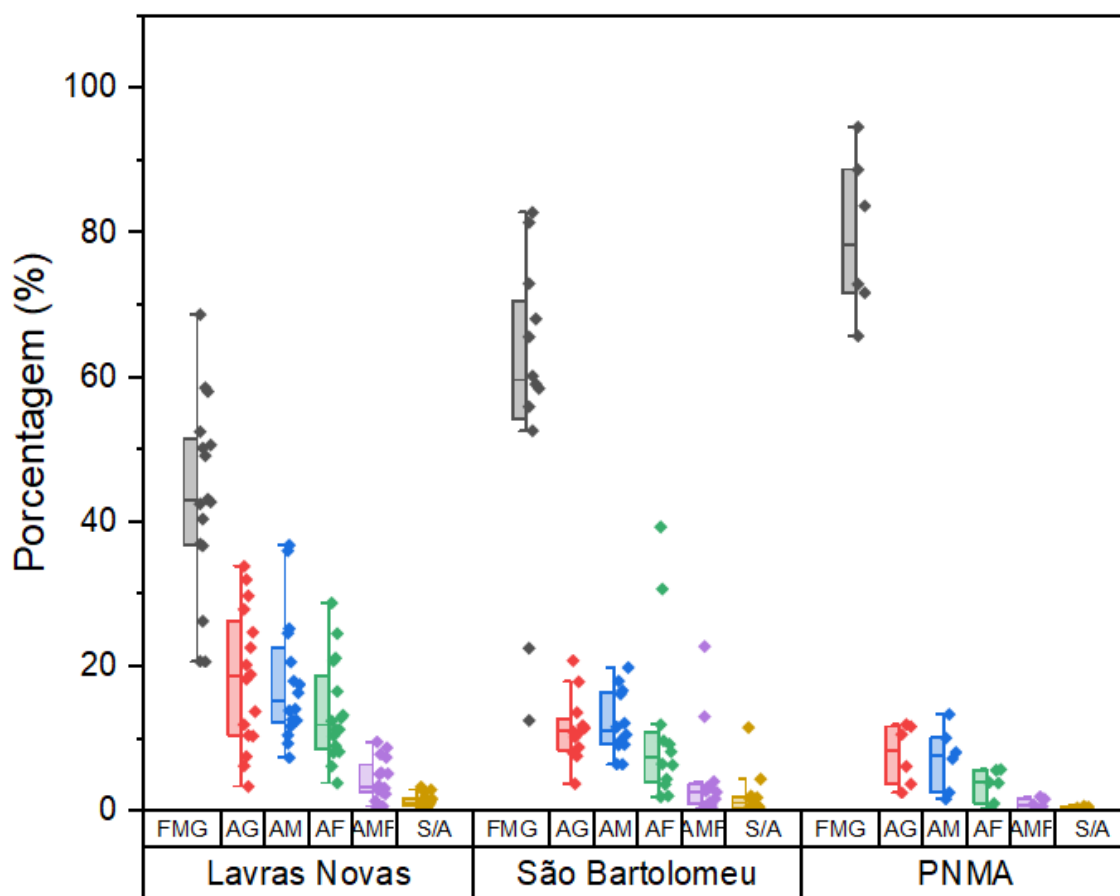
práticas de gestão ambiental menos impactantes configura-se como um dos principais desafios inerentes a essa categoria de unidade de conservação (HENRIQUE e TONIOLO, 2021).

Entretanto, o fato de o PNMA integrar uma APA implica reconhecer que a conservação ocorre em um território ambientalmente conectado, e não isolado. Áreas com elevada cobertura florestal e restrições formais de uso do solo permanecem sensíveis a pressões externas, em razão da conectividade hidrológica e atmosférica. Processos como transporte hidrossedimentológico ao longo da rede de drenagem, entrada de materiais a partir de áreas a montante e deposição atmosférica possibilitam o fluxo de poluentes, independente do grau de proteção. Dessa forma, o padrão conservado de uso do solo no PNMA deve ser interpretado como condição favorável à proteção ambiental, mas inserida em uma dinâmica regional mais ampla, na qual a qualidade ambiental resulta da interação entre conservação e pressões externas (BU et al., 2025).

3.1.2 DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA

Os resultados da distribuição granulométrica estão apresentados nas Figuras 3.

Figura 3 – Distribuição granulométrica das cachoeiras avaliadas no município de Ouro Preto – Minas Gerais – Brasil.



Legenda: FMG: fração muito grossa, AG: areia grossa, AM: areia média, AF: areia fina, AMF: areia muito fina, S/A: silte e argila, PNMA: Parque Natural Municipal das Anorinhas.

A distribuição e retenção de microplásticos em sedimentos de água doce e ambientes fluviais está fortemente correlacionada com a distribuição de tamanhos de grão, influenciando significativamente os padrões de deposição e a interpretação ecológica dos dados. (MENDES *et al.*, 2021; GONZALEZ-SALDIAS *et al.*, 2024; ENDERS *et al.*, 2019; YANG *et al.*, 2021; SFORZI *et al.*, 2025). A avaliação das classes de tamanho de grão revela um predomínio de granulometria mais grossa nas três regiões avaliadas, condição compatível com setores próximos às cabeceiras, onde os sedimentos ainda se encontram pouco retrabalhados e mal selecionados devido ao curto percurso de transporte e à limitada atuação dos processos de abrasão e seleção hidrodinâmica, conforme descrito por Suguio (2003). Em áreas conservadas, a manutenção de cobertura vegetal e da zona ripária também costuma reduzir o aporte de sedimentos de finos por erosão superficial, o que ajuda a explicar a baixa porcentagem de silte e argila no leito (REIS *et al.*, 2019).

Comparando os locais, a figura indica que no PNMA há predominância da fração mais grossa, apontada pela maior mediana, indicando um substrato relativamente mais estável e grosseiro nos pontos amostrados. Em Lavras Novas e São Bartolomeu, embora a fração mais grossa também domine, ocorre uma maior participação das demais frações, o que é compatível com deposição devido a alguns eventos específicos, como por exemplo, chuvas mais intensas em microambientes de menor energia dentro do mesmo trecho. Em síntese, a figura caracteriza os pontos avaliados como sistemas onde a dinâmica sedimentar favorece substrato grosso, com finos ocorrendo em menor volume e de forma mais pontual (BRIDGE, 2003).

Embora a distribuição granulométrica indique predomínio de frações grossas, tradicionalmente associadas a menor capacidade de retenção, a identificação e quantificação de microplásticos foram realizadas em todas as frações, entretanto fração mais fina, apresenta maior susceptibilidade de absorção/adsorção uma vez que esta apresenta maior área superficial específica e maior potencial de interação física e biológica com partículas plásticas. Assim, a análise granulométrica apresentada é fundamental para contextualizar os resultados de microplásticos, pois evidencia que, mesmo em sistemas dominados por sedimentos grossos, a fração fina, ainda que em menor percentual, representa um compartimento ambiental que favorece a retenção e persistência desses poluentes emergentes (LI, LIU e CHEN, 2018).

3.1.3 TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA

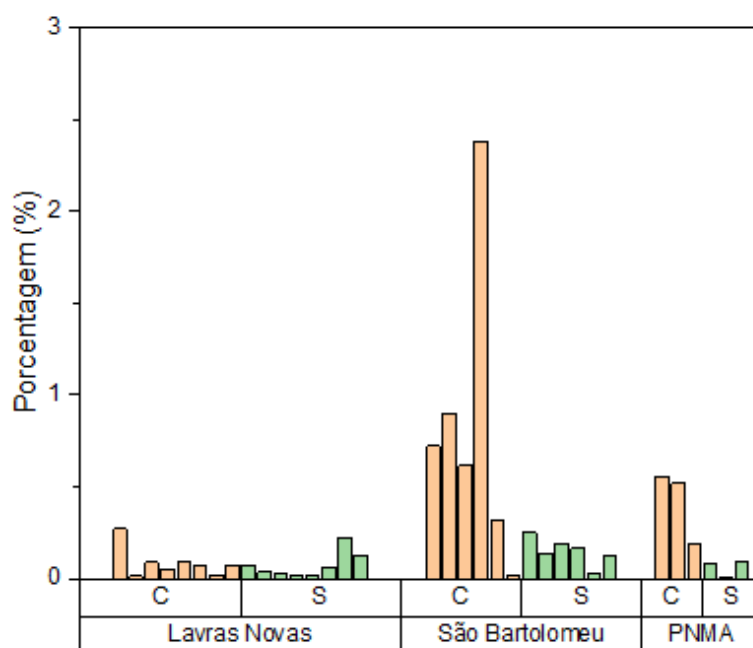
A avaliação da matéria orgânica é fundamental em estudos de microplásticos, uma vez que substâncias coloidais naturais, como argilas e matéria orgânica dissolvida ou particulada, estão amplamente presentes nos ambientes e podem interagir com as partículas de microplásticos, influenciando diretamente sua mobilidade, deposição e comportamento nos meios porosos (LI et al., 2021). Os teores de matéria orgânica mostrados na Figura 4 foram baixos em todos os pontos analisados, variando entre aproximadamente 0,01 a 2,4% no período chuvoso e 0,01 a 0,2% no período seco.

Todos os pontos enquadram-se na categoria de sedimentos inorgânicos, considerando o limite de 10% adotado para essa classificação (ESTEVES, 1998; SARAIVA et al., 2009). A reduzida concentração de matéria orgânica pode decorrer diretamente da predominância de

sedimentos grosseiros ou arenosos, os quais, devido à menor área superficial e capacidade adsortiva, apresentam baixa retenção de compostos orgânicos (CUI et al., 2024; XU et al., 2021; SANÉ et al., 2020).

Em ambientes de elevada formação florestal e com boa integridade da zona ripária, a matéria orgânica presente no sedimento é majoritariamente de origem natural, derivada do aporte de serapilheira, raízes e detritos vegetais, desempenhando papel central na estruturação do habitat de ecossistemas aquáticos (BEGUM et al., 2025). Zazouli et al., (2025) demonstram que esse tipo de matéria orgânica tende a ser menos associada a contaminação fecal, diferentemente do que ocorre em áreas urbanas ou agrícolas intensivas, onde a matéria orgânica se relaciona com elevadas cargas microbiológicas e nutrientes de origem antrópica.

Figura 4 – Teor de matéria orgânica dos sedimentos das cachoeiras avaliadas no município de Ouro Preto – Minas Gerais – Brasil.



Legenda: C:período chuvoso; S:período seco.

3.1.4 ANÁLISE MICROBIOLÓGICA

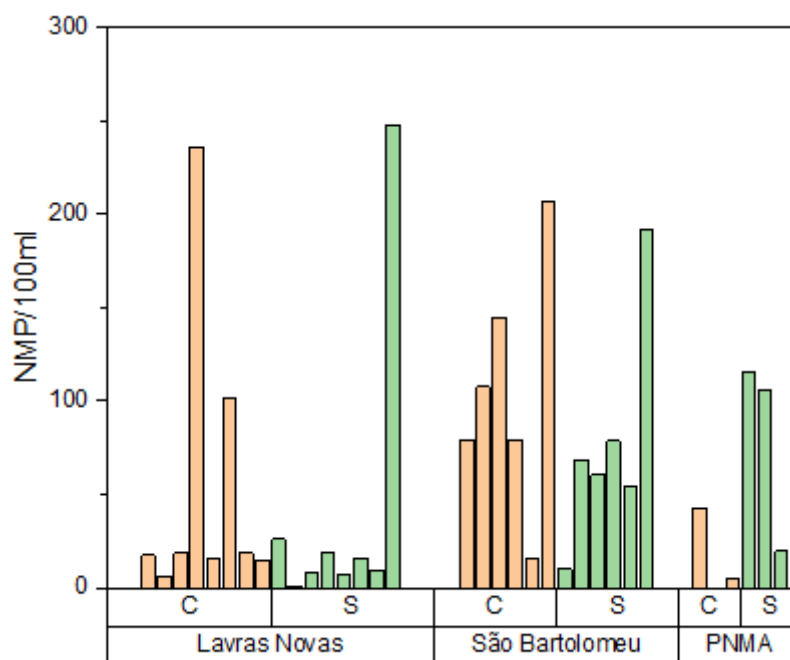
A avaliação de indicadores microbiológicos, como *Escherichia coli*, permite inferir o grau de contaminação associado a fontes antrópicas, uma vez que esses parâmetros estão

relacionados a uma das principais origens de microplásticos em ambientes de água doce. Em áreas preservadas, onde a pressão antropogênica é naturalmente reduzida, a análise desses indicadores possibilita investigar se esses parâmetros efetivamente refletem a presença de microplásticos, a existência de potenciais fontes de lançamento de esgoto e a intensidade da influência humana sobre esses ecossistemas (ZHAO et al., 2024; AYERI et al., 20224; YASEEN et al., 2022; WEI et al., 2023; SADIA et al., 2022).

A Figura 5 mostra as concentrações de *Escherichia coli* na água para as cachoeiras avaliadas. De modo geral os pontos apresentaram valores baixos, com variações entre as áreas, refletindo as condições ambientais distintas. Esse microrganismo é um indicador de contaminação fecal, entretanto valores tipicamente associados a esgotos domésticos e efluentes sanitários não tratados apresentam concentrações de *E. coli* da ordem de grandeza entre 10^6 e 10^8 NMP/100.

Badgley et al., (2019) em pesquisa realizada em bacias com elevada cobertura vegetal e baixa urbanização mostram que concentrações de *E. coli* em águas superficiais frequentemente permanecem abaixo de 10^2 a 10^3 NMP/100 mL, apresentando alta variabilidade temporal e estando associadas principalmente a eventos específicos como chuva, animais de sangue quente e uso recreativo. Esse padrão reforça o uso de *E. coli* como indicador de contaminação fecal recente, mas não necessariamente como indicativo de pressão antrópica permanente ou descarte incorreto de efluentes sem tratamento, o que é compatível com a condição de preservação das áreas avaliadas.

Figura 5 - Concentração de *Escherichia coli* nas cachoeiras avaliadas no município de Ouro Preto – Minas Gerais, Brasil.

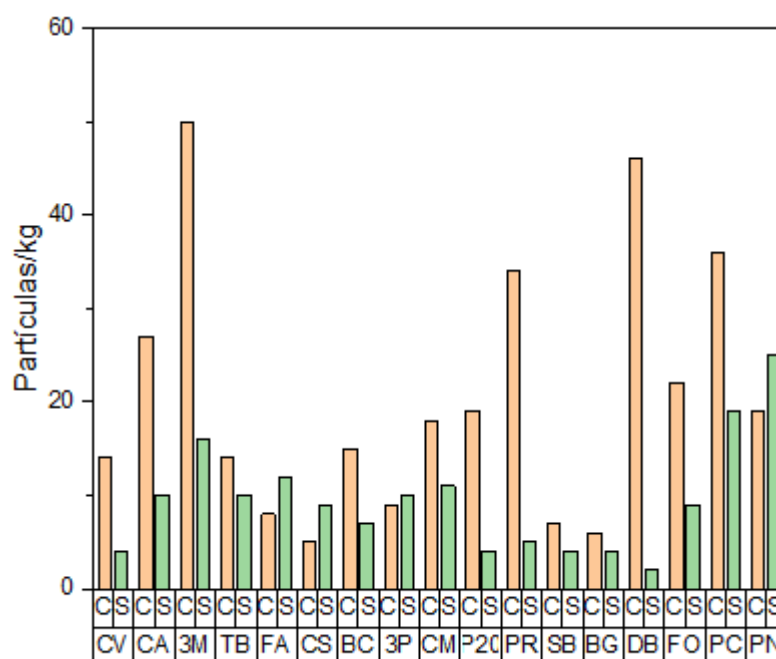


Legenda: C:período chuvoso; S:período seco.

3.2 ANÁLISE DE MICROPLÁSTICOS

A análise das amostras de sedimento revelou a presença de microplásticos em todos os pontos avaliados, nos dois períodos de amostragem (Figura 6). Para a identificação, foram consideradas características físicas descritas como típicas desses materiais, incluindo cor, textura superficial, dimensões e morfologia (TIRKEY; UPADHYAY, 2021; HUAG; HU; WANG, 2022; XU et al., 2019; RICCIARDI et al., 2021; SONG et al., 2025), que distinguem partículas plásticas de componentes naturais ou orgânicos. Com base nesses critérios, a separação manual e a flotação por densidade resultaram na identificação de 349 partículas no período chuvoso e 161 no período seco.

Figura 6 – Número de partículas/kg de microplástico sedimento seco identificadas nas cachoeiras avaliadas no município de Ouro Preto – Minas Gerais, Brasil.



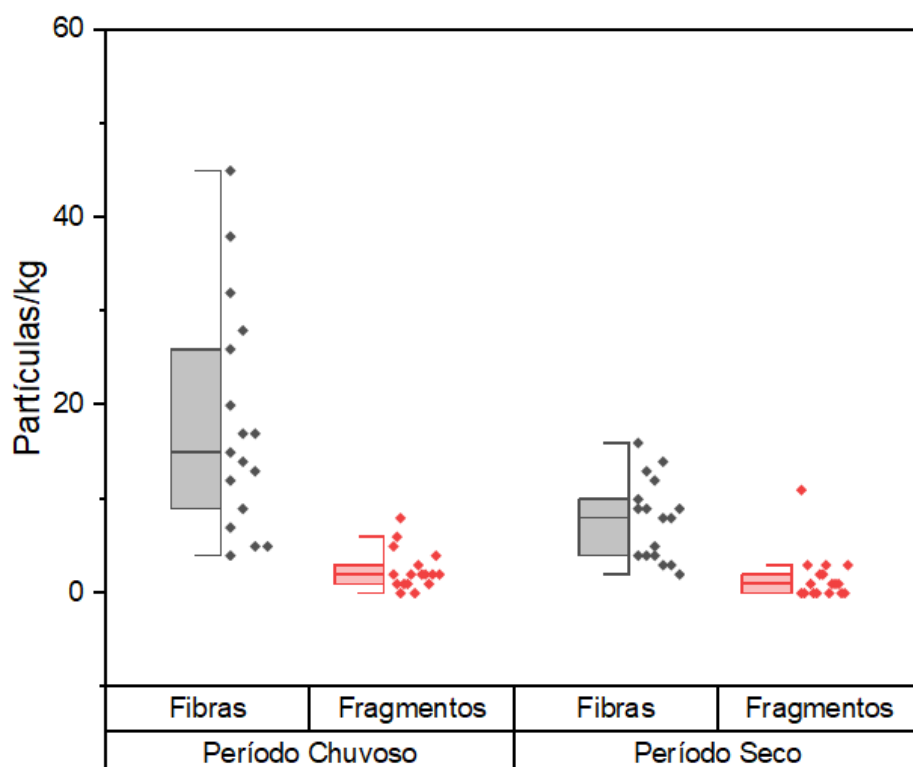
Legenda: C: período chuvoso; S: período seco; CV: Ponte da Caveira; CA: Ponte do Calixto; 3M: Três Moinhos; TB: Tabuões; FA: Falcão; CS: Castelinho; BC: Bacia do Custódio; 3P: Três Pingos; CM: Catarina Mendes; P20: Poço 20; PR: Prainha; SB: São Bartolomeu; BG: Brás Gomes; DB: Dom Bosco; FO: Folhinha; PC: Poço das Crianças; PN: Ponte.

A maior abundância de partículas observadas nas amostras durante o período chuvoso pode estar associada ao aumento do escoamento superficial, da vazão e de eventos de ressuspensão, os quais favorecem o aporte de partículas oriundas de áreas com fontes de contaminação e a redistribuição dos microplásticos previamente depositados, que intensificam a presença desses materiais na coluna d'água, com posterior acúmulo nos sedimentos quando a energia do fluxo diminui, fazendo com que os sedimentos atuem como sumidouros temporários (RYAN ET AL., 2009; FREE ET AL., 2014; ZBYSZEWSKI et al., 2014; BLAIR et al., 2017; LIMA et al., 2015; PARK et al., 2023).

Foram identificados dois tipos morfológicos principais de microplásticos: fragmentos e fibras (Figura 7). Os fragmentos apresentam formas irregulares e superfícies angulosas, típicas da degradação mecânica e foto-oxidativa de itens plásticos maiores, como embalagens e utensílios descartáveis, enquanto as fibras, por sua vez, consistem em filamentos delgados e alongados, geralmente associados ao desprendimento de tecidos sintéticos, caracterizando-se como microplásticos secundários (GALVÃO et al., 2020). Resultados compatíveis têm sido

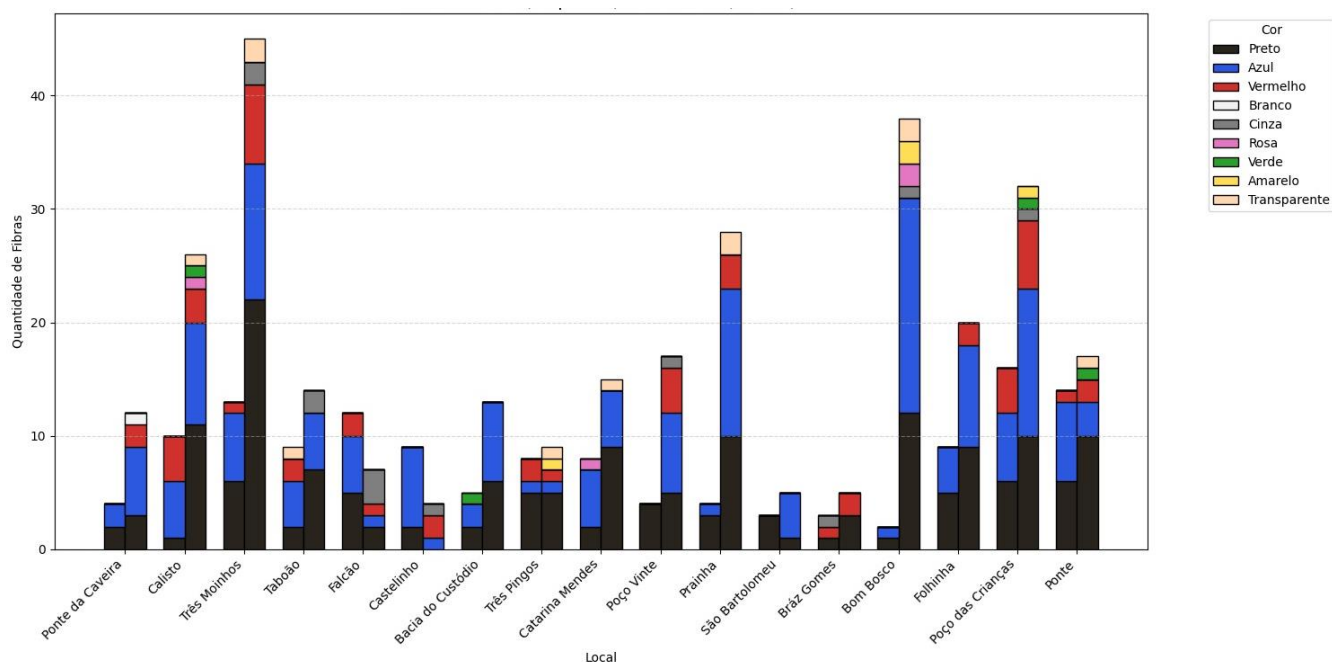
observados em diversos estudos, que apontam essas formas como as mais recorrentes em análises em sedimentos (YANG et al., 2021; RAMAREMISA; NDLOVU; SAAD, 2022; BOLEYDEI et al., 2026; ALI et al., 2024; HARRIS, 2020; ZHAO et al, 2022; DINKU et al., 2025; QUEIROZ et al., 2024; ZHANG et al., 2024).

Figura 7 – Principais morfologias identificadas nos períodos seco e chuvoso no município de Ouro Preto – Minas Gerais, Brasil.



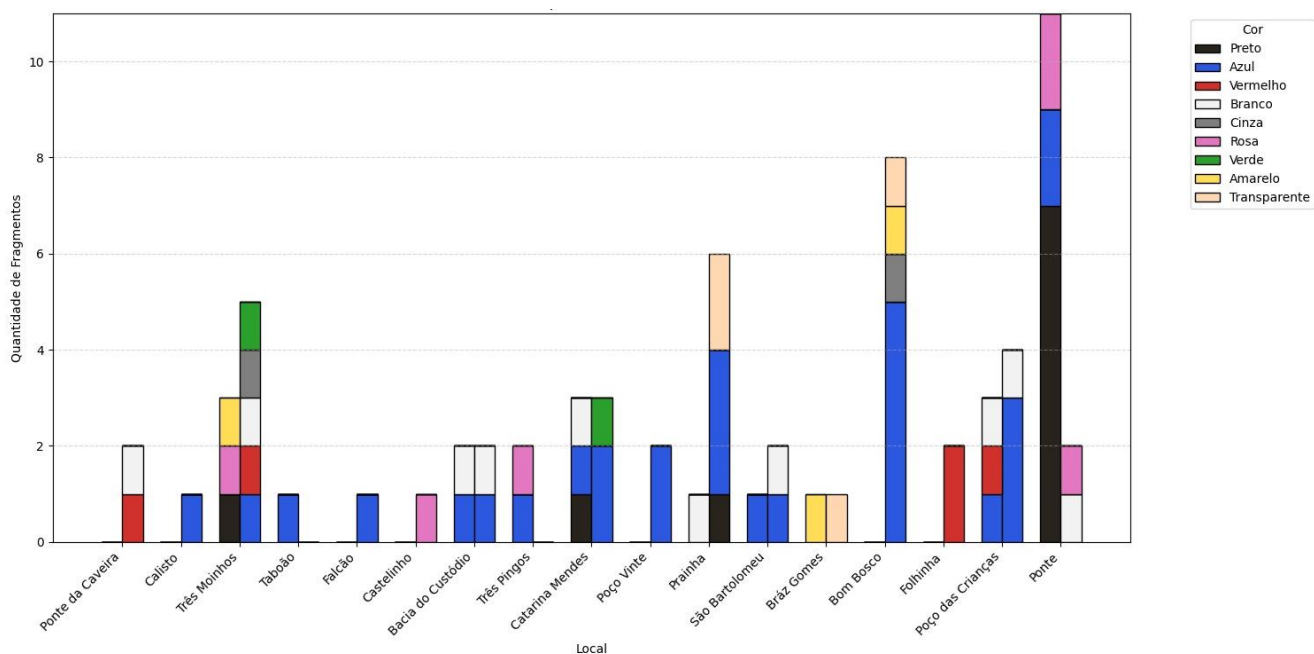
As fibras constituíram a forma mais observada, representando 86,3% do total, com ocorrência constatada em todas as estações de amostragem nos dois períodos avaliados. A avaliação da coloração indicou maior frequência de microplásticos nas tonalidades preta e azul (Figura 8 e 9), cores geralmente associadas a fibras têxteis e a materiais de origem industrial. Padrão semelhante é amplamente reportado na literatura, com estudos que apontam partículas pretas e azuis entre as classes cromáticas mais representativas em diferentes matrizes ambientais (JIN et al., 2025; MIRANDA et al., 2025; MUTUKU et al., 2024; CINCINELLI et al., 2021; DINKU et al, 2025; ZAMPROGNO et al., 2021; BOLEYDEI et al, 2026). Outras colorações foram identificadas em menor frequência, como vermelho, transparente, branco, cinza e rosa, enquanto as cores verde e amarelo apresentaram ocorrência residual.

Figura 8 – Principais cores identificadas em fibras nos períodos seco e chuvoso no município de Ouro Preto – Minas Gerais, Brasil.



Legenda: Período seco (esquerda); Período chuvoso (direita).

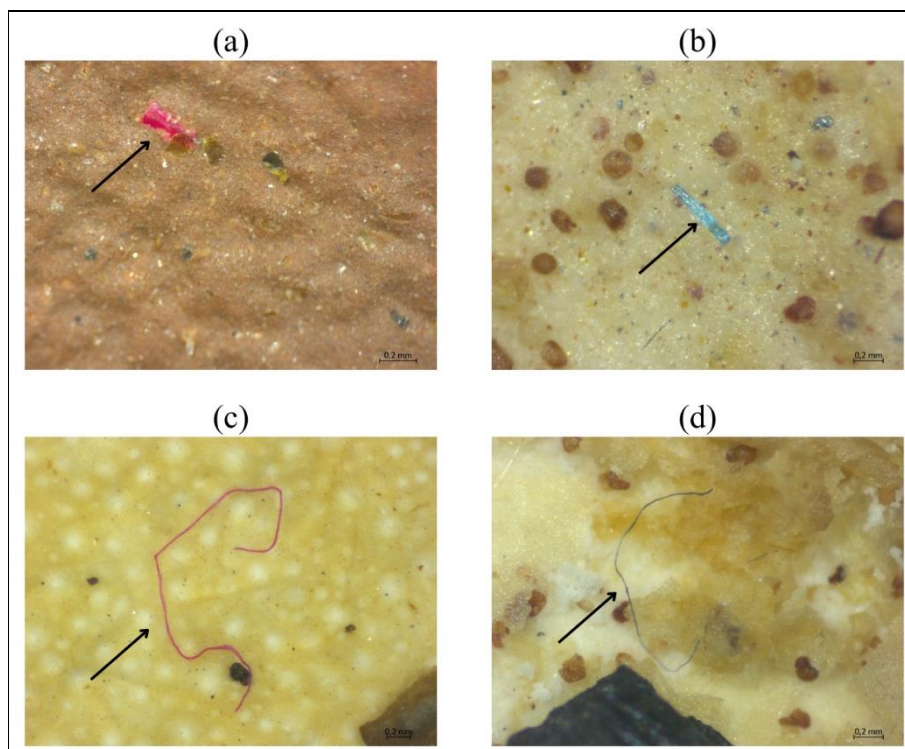
Figura 9 – Principais cores identificadas em fragmentos nos períodos seco e chuvoso no município de Ouro Preto – Minas Gerais, Brasil.



Legenda: Período seco (esquerda); Período chuvoso (direita).

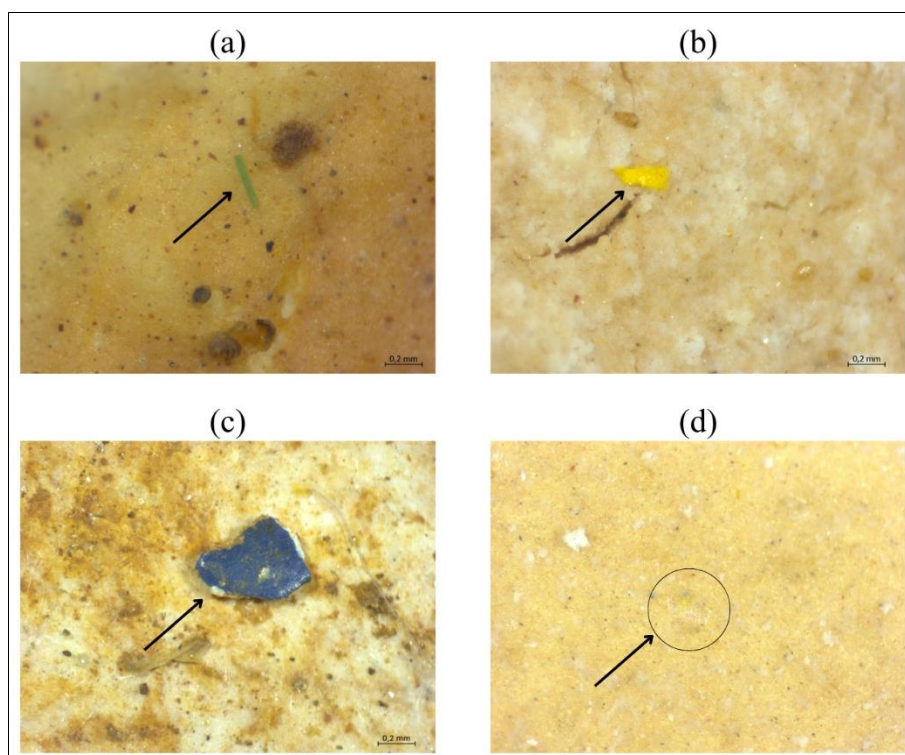
As Figuras de 10 a 12 apresentam imagens representativas de algumas partículas identificadas nos sedimentos analisados, evidenciando a variabilidade morfológica e cromática observada.

Figura 10 – Partículas identificadas em nos sedimentos da Região de Lavras Novas no município de Ouro Preto – Minas Gerais, Brasil.



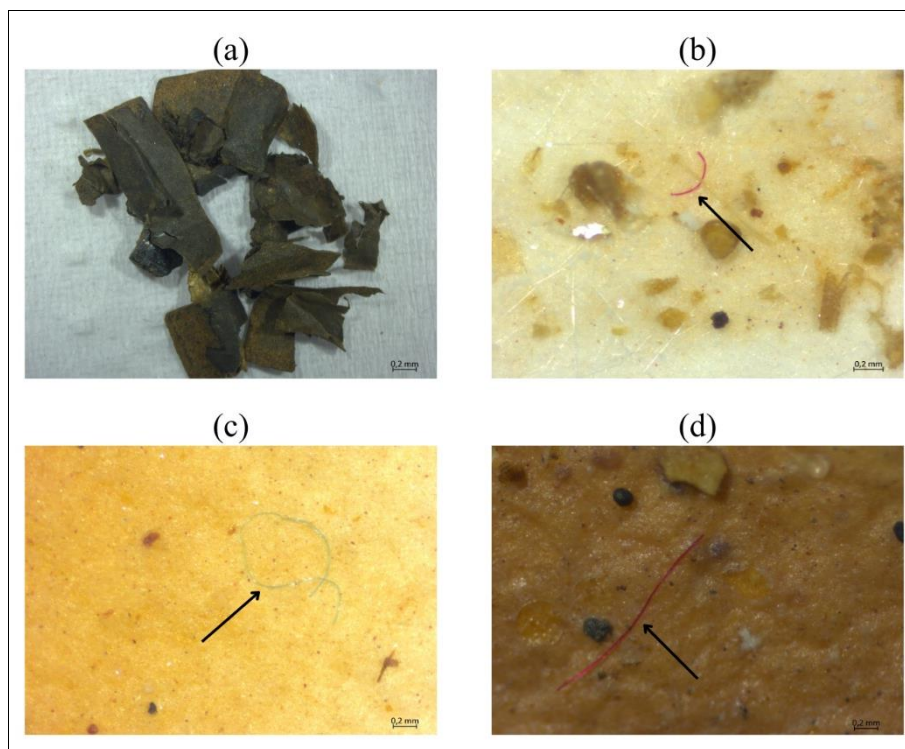
Legenda: a) fragmento rosa – Falcão; b) fragmento azul – Bacia do Custódio; c) fibra vermelha – Três Moinhos; d) fibra preta – Bacia do Custódio.

Figura 11 – Partículas identificadas em nos sedimentos da Região São Bartolomeu no município de Ouro Preto – Minas Gerais, Brasil.



Legenda: a) fragmento verde – Catarina Mendes; b) fragmento amarelo – Braz Gomes; c) fragmento azul– São Bartolomeu; d) fragmento transparente – Dom Bosco.

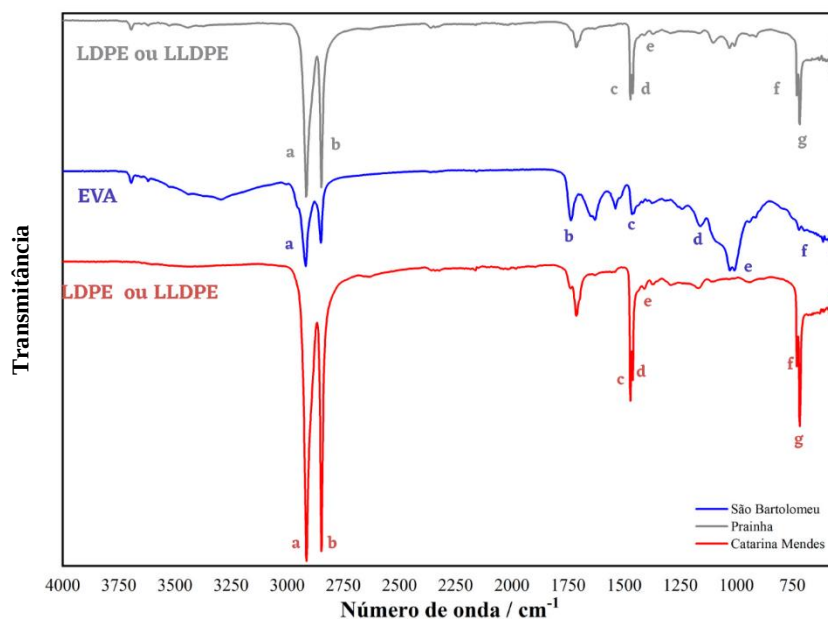
Figura 12 – Partículas identificadas em nos sedimentos da Região PNMA no município de Ouro Preto – Minas Gerais, Brasil.



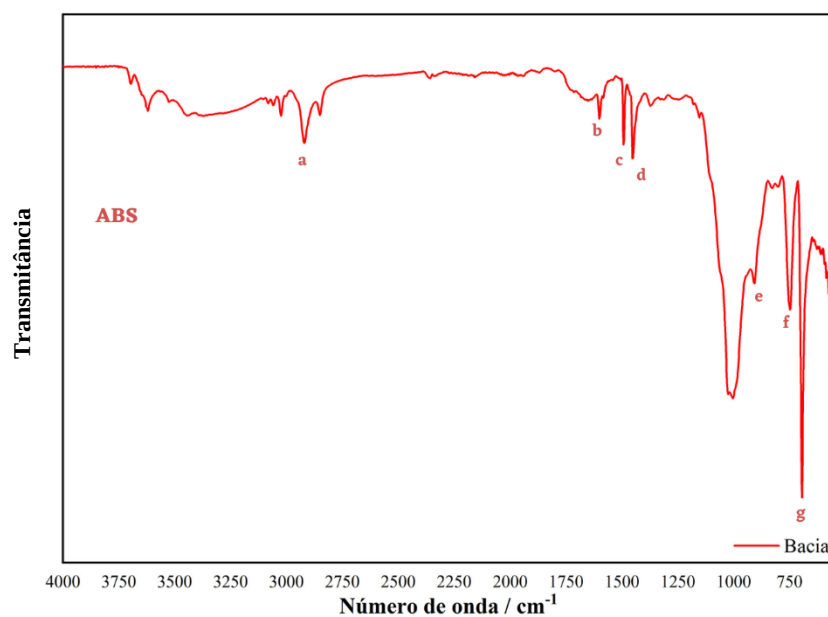
Legenda: a) fragmentos pretos – Ponte; b) fragmento vermelho – Folhinha; c) fibra azul– Poço das Crianças; d) fibra vermelha – Poço das Crianças.

Análise das bandas de absorção e de suas respectivas intensidades nos espectros amostrais (Figura 13), em comparação com a tabela de referência apresentada por Jung et al. (2018), indicou maior similaridade dos espectros obtidos com os polímeros polietileno de baixa densidade (LDPE) ou polietileno linear de baixa densidade (LLDPE), copolímero etileno–acetato de vinila (EVA) e acrilonitrila butadieno estireno (ABS), com predominância de ligações C–H, CH₂, CH₃, C(=O)O e ligações aromáticas. Esses resultados refletem a presença simultânea de hidrocarbonetos alifáticos, grupos carbonila e estruturas aromáticas (ASENSIO; MOYA; ROJA, 2009; JUNG et al., 2018; VERLEYE et al., 2001).

Figura 13 – Espectro de infravermelho dos polímeros identificados em São Bartolomeu (a) e Lavras Novas (b), no município de Ouro Preto – Minas Gerais, Brasil.



Legenda: (LDPE) ou (LLDPE): (a) C–H stretch ;(b) C–H stretch; (c) CH₂ bend; (d) CH₂ bend ;(e) CH₃ bend; (f) CH₂ rock ;(g) CH₂ rock. (EVA): (a) C–H stretch; (b) C–H stretch; (c) C=O stretch; (d) CH₂ bend, CH₃ bend; (e) C(=O)O stretch; (f) C–O stretch; (g) CH₂ rock.



Legenda: (ABS): (a) C–H stretch; (b) Aromatic ring stretch; (c) Aromatic ring stretch; (d) CH₂ bend; (e) =C–H bend; (f) Aromatic CH out-of-plane bend, =CH bend; (g) Aromatic CH out-of-plane bend.

A concentração de microplásticos determinada neste estudo (~ 25 partículas kg^{-1} de sedimento seco), em áreas consideradas ambientalmente preservadas, é inferior aos valores reportados para sedimentos sob intensa influência antrópica, que mesmo associados a sistemas fluviais de outro porte e inseridos em bacias hidrográficas distintas, são capazes de fornecer

uma base de referência em termos de ordem de grandeza. Estudos conduzidos em sistemas fluviais e lacustres urbanos e industrializados registram concentrações que variam de dezenas a milhares de partículas kg^{-1} , como no rio Ciwalengke, Indonésia ($30,3 \pm 15,9$ itens/kg; Alam et al., 2019), no rio Beijiang, China (178–544 partículas kg^{-1} ; Wang et al., 2017), no rio Nakdong, Coreia do Sul (~ 1970 partículas kg^{-1} ; Eo et al., 2019), e no rio Nanming, China (até 5500 partículas kg^{-1} ; Peng et al., 2019), e concentrações extremas entre $1,2 \times 10^4$ e $2,0 \times 10^5$ partículas kg^{-1} em reservatórios urbanos fortemente impactados na Noruega (Yang et al., 2020), além de variações entre 417 e 8178 partículas kg^{-1} em grandes rios sob influência urbana na Amazônia Central (Gerolin et al., 2020) e entre 210 e 22.999 partículas kg^{-1} em sedimentos de reservatórios metropolitanos no sudeste do Brasil (Gerolin et al., 2024).

A ocorrência desses poluentes em áreas teoricamente preservadas e sob regime de proteção ambiental — mesmo que relativamente em baixas concentrações — demonstra que esses contaminantes não se restringem a ambientes urbanos ou intensamente impactados. A presença desses materiais em sistemas considerados de referência indica a atuação de fontes difusas e processos de transporte ambiental capazes de promover sua dispersão mesmo em contextos de baixa pressão antrópica, comprometendo a condição de integridade ambiental atribuída a esses ambientes. Esse cenário é corroborado pelo conjunto de características físico-químicas e microbiológicas observadas, que não indicam aportes recentes associados a fontes pontuais de poluição. A ausência de sinais de contaminação fecal sugere limitada influência de efluentes domésticos ou industriais, enquanto os baixos teores de matéria orgânica refletem as contribuições naturais do sistema. Adicionalmente, a predominância de sedimentos de textura mais grosseira, geralmente associada a menor capacidade de retenção de partículas, indica que a ocorrência de microplásticos foi observada mesmo sob condições pouco favoráveis à sua acumulação.

Mesmo sob condições de baixa pressão antrópica, atividades associadas a usos sociais, econômicos e recreativos, constituem vetores relevantes de introdução de resíduos plásticos nesses ambientes aquáticos, por meio de aportes diretos e entradas difusas ou acidentais. A identificação de suas fontes e rotas de transporte, entretanto, ainda constitui um desafio científico, em função da complexidade dos processos de dispersão, da variabilidade pluviométrica sazonal e da dinâmica hidrossedimentológica que controla esses sistemas (CURTY et al., 2024). Evidências recentes em áreas remotas e semi-remotas indicam que microplásticos alcançam esses ambientes tanto por fontes locais quanto por transporte

atmosférico de longa distância, com deposição via precipitação ou vento, predominantemente na forma de fibras. Adicionalmente, atividades humanas locais, como turismo, acampamentos e criação de animais em pastagens adjacentes, atuam como fontes complementares de microplásticos para esses sistemas aquáticos (GONZALEZ-SALDIAS; SABATER; GOMÁ, 2024; RYAN et al., 2025; MCILWRAITH et al., 2024; AKDEMIR et al., 2025; BELLASI et al., 2020).

A ocorrência de microplásticos em todos os pontos amostrados evidencia sua ubiquidade em sistemas de água doce e reforça a necessidade de estratégias integradas de prevenção e mitigação. Abordagens prioritárias incluem a redução na produção e no descarte inadequado de plásticos, o fortalecimento da gestão do ciclo de vida dos produtos, a implementação de monitoramento de longo prazo e o aprimoramento de instrumentos regulatórios e de mercado. A articulação entre gestão de resíduos, regulação e políticas públicas é central para o controle sustentável da contaminação por microplásticos em ambientes aquáticos continentais (LUCIO ET AL., 2019; AKDEMIR ET AL., 2025; YIN; ZAOBH, 2023; PICÓ; BARCELÓ, 2019), indicando que ações reativas isoladas são insuficientes frente à natureza difusa e persistente desses contaminantes.

4. CONCLUSÃO

Microplásticos foram detectados em todos os sedimentos analisados em cachoeiras de áreas de cabeceira protegidas no município de Ouro Preto–MG, independentemente do período hidrológico, evidenciando que a ocorrência desses contaminantes persiste mesmo em contextos onde os indicadores de impacto antrópico são baixos, como reduzidas concentrações de *Escherichia coli* e limitado uso do solo. A maior abundância observada durante o período chuvoso sugere a influência de processos hidrológicos, incluindo escoamento superficial, ressuspensão sedimentar e transporte hidrossedimentológico. Fibras constituíram a classe predominante (86,3%), majoritariamente nas cores preta e azul, compatíveis com origem têxtil e industrial, configurando um padrão amplamente reportado na literatura e consistente com estudos conduzidos em ambientes remotos e de baixa interferência direta.

A caracterização química por FTIR identificou polímeros como LDPE ou LLPDE, EVA e ABS, indicando a coexistência de múltiplas fontes potenciais. A presença sistemática de

microplásticos em áreas preservadas e sob baixa pressão antrópica reforça sua ubiquidade e persistência ambiental, apontando para a contribuição relevante de fontes difusas e do transporte atmosférico como vetores de dispersão em ecossistemas aquáticos de cabeceira. Nesse contexto, os resultados confirmam os sedimentos de cachoeira como um compartimento sentinela eficaz, dada sua sensibilidade à integração de diferentes fontes de contaminação por microplásticos em escalas regional e global.

Os achados reforçam a necessidade de estratégias integradas de mitigação, incluindo a redução da produção e do descarte inadequado de plásticos, o monitoramento ambiental contínuo e o fortalecimento de políticas públicas e instrumentos regulatórios. A articulação entre avaliação científica, gestão de resíduos e arcabouços normativos constitui uma abordagem essencial para o controle sustentável da contaminação por microplásticos em sistemas de água doce, especialmente em regiões de cabeceira, cuja proteção é crítica para a manutenção da qualidade ambiental.

5. REFERÊNCIAS

- Akdemir, T., Terzi, Y., Gündoğdu, S., Öztürk, R. Ç., & Gedik, K. (2025). Microplastic contamination in high-altitude glacier lakes in Northern Anatolia. *Environmental Sciences Europe*, 37(92), 1–10.
- Alam, F. C., Sembiring, E., Muntalif, B. S., & Suendo, V. (2019). Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwaling River, Majalaya District, Indonesia). *Chemosphere*, 224, 637–645.
- Ali, A. A. M. M., Khalid, A. A., Abd Razak, N. I., Mohd Maulana, N. S., Roslan, N. S., Razmi, R. S. B., Wan Ruseli, W. M. A., Ibrahim, Y. S., Jaafar, M., Shahrudin, R., Ismail, K., & Tuan Anuar, S. (2024). A review on the presence of microplastics in environmental matrices within Southeast Asia: Elucidating risk information through an analysis of microplastic characteristics such as size, shape, and type. *Water Emerging Contaminants & Nanoplastics*, 3, 12.
- Ali, M., Khan, F. R., Siddique, A., & Khan, M. A. (2024). Microplastics in freshwater sediments: Distribution, morphology and polymer types. *Science of the Total Environment*, 906, 167517.
- Asensio, R. C., San Andrés, M. M., De la Roja, J. M., & Gómez, M. (2009). Analytical characterization of polymers used in conservation and restoration by ATR-FTIR spectroscopy. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 395(7), 2081–2096.
- Ayeri, T., Guo, Y., Van Puijenbroek, P. J. T. M., Hofstra, N., Ragas, A. M. J., & Stokal, M. (2024). Combined effects of treatment and sewer connections to reduce future microplastic emissions in rivers. *Environmental Science & Technology*, 58(49), 21770–21881.
- Badgley, B. D., Steele, M. K., Cappellin, C., Burger, J., Jian, J., Neher, T. P., Orentas, M., & Wagner, R. (2019). Fecal indicator dynamics at the watershed scale: Variable relationships with land use, season, and water chemistry. *Science of the Total Environment*, 697, 134113.
- Begum, M. S., Kadjeski, M., Fasching, C., & Xenopoulos, M. A. (2025). Temporal variability in dissolved organic matter composition export in streams. *Biogeochemistry*, 168(5), 73.
- Bellasi, A., Binda, G., Pozzi, A., Galafassi, S., Volta, P., & Bettinetti, R. (2020). Microplastic contamination in freshwater environments: A review, focusing on interactions with sediments and benthic organisms. *Environments*, 7(4), 30.
- Boleydei, A., Nkosi, V., & Ramokgoele, E. (2026). Microplastic morphology and sources in remote freshwater systems. *Environmental Research*, 236, 117812.
- Boleydei, H., Walker, T. R., Bougie, F., Vaneeckhaute, C., et al. (2026). A review on microplastics presence, distribution, and composition in multiple environmental samples across Canada. *Water, Air, & Soil Pollution*, 237, 423.
- Bridge, J. S. (2003). *Rivers and floodplains: Forms, processes, and sedimentary record*. Wiley.

- Bu, J., Li, C., Xu, T., Wang, T., Da, J., Li, X., Chen, H., Song, W., & Sun, M. (2025). The optimization of river network water pollution control based on hydrological connectivity measures. *Water*, 17(2), 197.
- Cao, L., Chen, W., Wang, Y., Li, S., Jin, Z., Bian, J., Li, Q., & Li, M. (2023). Temporal and spatial distribution characteristics of microplastics and their influencing factors in the Lincheng River, Zhoushan City, China. *Processes*, 11(4), 1136.
- Cincinelli, A., Scopetani, C., Chelazzi, D., Martellini, T., Pogojeva, M., & Slobodnik, J. (2021). Microplastics in Black Sea sediments. *Science of the Total Environment*, 758, 143898.
- Circelli, L., Cheng, Z., Garwood, E., Yuksel, K., Di Iorio, E., Angelico, R., & Colombo, C. (2024). Comparison of ATR-FTIR and NIR spectroscopy for identification of microplastics in biosolids. *Science of the Total Environment*, 916, 170215.
- Crutchett, T. W., & Bornt, K. R. (2024). A simple overflow density separation method that recovers >95% of dense microplastics from sediment. *MethodsX*, 12, 102638.
- Cui, P., Li, H., Cui, L., & Su, F. (2025). Sediment particle size distribution, source of organic matter and environmental implications in the Liao River, Northeast China. *Catena*, 249, 108696.
- Curty, A. F., Silva, S. R. E., Cypriano, A. L. C., & Van Elk, A. G. H. P. (2024). Análise comparativa de dois protocolos de extração para quantificação de microplásticos em sedimentos inconsolidados de praias costeiras. *Caderno Pedagógico*, 21(10), 1–20.
- Dinku, D. E., Ndur, S., Gyimah, E., Fosu, S., & Korley, P. (2025). Microplastics in African freshwater sediments: A systematic review of characteristics, abundance and analytical methods. *Cleaner Water*, 4, 100095.
- Dinku, T., Tesfaye, S., & Kebede, E. (2025). Microplastic pollution in freshwater sediments: Morphology, abundance and environmental implications. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197, 214.
- Enders, K., K  ppler, A., Biniaz, O., Feldens, P., Stollberg, N., Lange, X., Fischer, D., Eichhorn, K.-J., Pollehne, F., Oberbeckmann, S., & Labrenz, M. (2019). Tracing microplastics in aquatic environments based on sediment analogies. *Scientific Reports*, 9, 15207.
- Eo, S. I., Kang, H. J., Lee, H. J., et al. (2019). Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong River, South Korea. *Water Research*, 160, 228–237.
- Esteves, F. A. (1998). *Fundamentos de limnologia* (2^a ed.). Interci  ncia.
- Fernandes, F. K. M. (2021). *Mem  ria e tradi  o: Um estudo topon  mico dos nomes de bairros mais antigos de Ouro Preto – MG* [Disserta  o de mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto].

Ferreira, E. A. M., & Teixeira-da-Silva, R. H. (2023). Turismo e patrimônio no município de Ouro Preto/MG: Desigualdades territoriais e contradições socioespaciais circundantes aos valores histórico-culturais. *Caderno Virtual de Turismo*, 23(1), 92–107.

Galvão, A., Aleixo, M., De Pablo, H., Lopes, C., & Raimundo, J. (2020). Microplastics in wastewater: Microfiber emissions from common household laundry. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(21), 26643–26649.

Gerolin, C. R., Pupim, F. D. N., Sawakuchi, A. O., Grohmann, C. H., Labuto, G., & Semensatto, D. (2020). Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Science of the Total Environment*, 749, 141604.

Gerolin, C. R., Zornio, B., Pataro, L. F., Labuto, G., & Semensatto, D. (2024). Microplastic pollution responses to spatial and seasonal variations and water level management in a polymictic tropical reservoir (São Paulo, Brazil). *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 42388–42405.

Giri, S., & Qiu, Z. (2016). Understanding the relationship of land uses and water quality in the twenty first century: A review. *Journal of Environmental Management*, 173, 41–48.

Giri, S., Qiu, Z., & Zhang, Z. (2018). Assessing the impacts of land use on downstream water quality using a hydrologically sensitive area concept. *Journal of Environmental Management*, 213, 309–319.

Gonzalez-Saldias, F., Sabater, F., & Gomà, J. (2024). Microplastic distribution and their abundance along rivers are determined by land uses and sediment granulometry. *Science of the Total Environment*, 933, 173165.

Guerra, F. V., Paula, S. F. D., Viana, L. C. A., Mendes, C. D. R., & Guimarães, I. C. L. F. (2023). Cidade patrimônio e criativa: Estudo de caso sobre políticas públicas no município de Ouro Preto, MG. *Brazilian Creative Industries Journal*, 3(2), 232–244.

Gupta, A. (2024). Analyzing land use/land cover dynamics in mountain tourism areas: A case study of the core and buffer zones of Sagarmatha and Khaptad National Parks, Nepal. *Sustainability*, 16(23), 10670.

Harris, P. T. (2020). The fate of microplastics in marine sedimentary environments: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111739.

Henrique, R., & Toniolo, M. A. (2021). Territorial planning and sustainable development: A case study from the APA São Francisco Xavier-SP. *Ambiente & Sociedade*, 24, e00411.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060–3075.

Horton, A. A., Svendsen, C., Williams, R. J., Spurgeon, D. J., & Lahive, E. (2017). Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 218–226.

- Huang, Z., Hu, B., & Wang, H. (2023). Analytical methods for microplastics in the environment: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(1), 383–401.
- Imhof, H. K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N. P., & Laforsch, C. (2012). A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10, 524–537.
- Jung, M. R., Horgen, F. D., Orski, S. V., Rodriguez, V. C., Beers, K. L., Balazs, G. H., Jones, T. T., Work, T. M., Brignac, K. C., Royer, S.-J., Hyrenbach, K. D., Jensen, B. A., & Lynch, J. M. (2018). Validation of ATR FT-IR to identify polymers of plastic marine debris, including those ingested by marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 704–716.
- Li, J., Liu, H., & Chen, J. P. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362–374.
- Li, M., Zhang, X., Yi, K., He, L., Han, P., & Tong, M. (2021). Transporte e deposição de partículas microplásticas em meios porosos saturados: Coefeitos de partículas de argila e matéria orgânica natural. *Environmental Pollution*, 286, 117585.
- Li, Y., Tao, Q., Wang, F., Wang, G., Li, C., & Maoyong, * (2023). Exposure, toxicity, and human health risks of microplastics: A review. *Environmental Science & Technology Letters*, 10(5), 451–467.
- Lima, C. D. S., & Ruchkys, Ú. D. A. (2019). Potencial geoturístico dos distritos do município de Ouro Preto com uso de geotecnologias. *Geosul*, 34(70), 463–483.
- Löder, M. G., & Gerdt, G. (2015). Methodology used for the detection and identification of microplastics — A critical appraisal. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 201–227). Springer Open.
- Lúcio, F. T., Magnoni, D. M., Vicentini, V. E. P., & Conte, H. (2019). Disponibilidade e influência dos microplásticos nos seres vivos e ambiente: Uma revisão. *Conexão Ciência* (online), 14(1), 47–55.
- Machado, S. F., Fonseca Filho, R. E., & Nogueira, S. M. A. (2021). Public use and conservation of trails at the Parque Natural Municipal das Andorinhas, Ouro Preto, Brazil. *Revista Brasileira de Ecoturismo (RBECOTUR)*, 14(4).
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., Arthur, C., & Herring, C. (2015). Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48). NOAA Marine Debris Division.
- McIlwraith, H. K., Dias, M., Orihel, D. M., Rennie, M. D., Harrison, A. L., Hoffman, M. J., Provencher, J. F., & Rochman, C. M. (2024). A multicompartiment assessment of microplastic contamination in semi remote boreal lakes: Atmospheric deposition and pathways. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 43(5), 999–1011.

- Mendes, A. M., Golden, N., Bermejo, R., & Morrison, L. (2021). Distribution and abundance of microplastics in coastal sediments depends on grain size and distance from sources. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112802.
- Miranda, L. M., Silva, T. C. D., Pimentel, A. A., Ramos, K. D. R., Silva, L. M. A. D., Souza, A. C. F., & Gama, C. D. S. (2025). Intake of microplastics by fishes in a floodplain lake of the Curiaú River (Macapá, Amapá, Brazil). *Aquatic Sciences*, 87, 77.
- Mutuku, J., Yanotti, M., Tock, M., & Hatton MacDonald, D. (2024). The abundance of microplastics in the world's oceans: A systematic review. *Oceans*, 5(3), 398–428.
- Nel, H. A., Dalu, T., & Wasserman, R. J. (2018). Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an austral temperate urban river system. *Science of the Total Environment*, 612, 950–956.
- Ouro Preto (Município). (2013). Plano municipal de saneamento básico de Ouro Preto: Diagnóstico do sistema de saneamento básico. Prefeitura Municipal de Ouro Preto.
- Pappis, T., Kapusta, S. C., & Ojeda, T. (2021). Metodologia de extração de microplásticos associados a sedimentos de ambientes de água doce. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 26(4), 749–756.
- Peng, M., Wu, Q., Gao, S., Liu, Y., & Zeng, J. (2023). Distribution and characteristics of microplastics in an urban river: The response to urban waste management. *Science of the Total Environment*, 905, 166638.
- Picó, Y., & Barceló, D. (2019). Analysis and prevention of microplastics pollution in water: Current perspectives and future directions. *ACS Omega*, 4(4), 6709–6719.
- Pinho, F. (2019). Panorama sobre os impactos da mineração na economia ouropretana [Manuscrito não publicado]. Ouro Preto.
- Queiroz, H. M., Santos, I. R., Mahiques, M. M., & Figueira, R. C. L. (2024). Microplastics in riverine sediments from preserved tropical catchments. *Journal of South American Earth Sciences*, 132, 104415.
- Ramaremissa, E., Ndlovu, T., & Saad, A. (2022). Occurrence and distribution of microplastics in freshwater sediments: A global review. *Environmental Pollution*, 305, 119289.
- Rathore, C., Saha, M., Gupta, P., Kumar, M., Naik, A., & De Boer, J. (2023). Standardization of micro FTIR methods and applicability for the detection and identification of microplastics in environmental matrices. *Science of the Total Environment*, 888, 164157.
- Reis, D. A. D., Nascimento, L. P., Abreu, A. T. D., Nalini Júnior, H. A., Roeser, H. M. P., & Santiago, A. D. F. (2020). Geochemical evaluation of bottom sediments affected by historic mining and the rupture of the Fundão dam, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 4365–4375.

Ricciardi, M., Pironti, C., Motta, O., Miele, Y., Proto, A., & Montano, L. (2021). Microplastics in the aquatic environment: Occurrence, persistence, analysis, and human exposure. *Water*, 13(7), 973.

Rodrigues, M. O., Gonçalves, A. M. M., Gonçalves, F. J. M., & Abrantes, N. (2020). Improving cost-efficiency for MPs density separation by zinc chloride reuse. *MethodsX*, 7, 100785.

Ryan, A. C., et al. (2025). Atmospheric deposition drives microplastic contamination in remote freshwater lakes of Newfoundland, Canada. *Science of the Total Environment*, 883, 163732.

Sadia, M., Mahmood, A., Ibrahim, M., Irshad, M. K., Quddusi, A. H. A., Bokhari, A., Mubashir, M., Chuah, L. F., & Show, P. L. (2022). Microplastics pollution from wastewater treatment plants: A critical review on challenges, detection, sustainable removal techniques and circular economy. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102946.

Sañé, E., Fattela, F., Cabral, M. C., Brotas, V., Drago, T., & Oliveira, A. (2020). Assessment of organic matter preservation and coastal constraints (SE Algarve, Portugal). *Regional Studies in Marine Science*, 34, 101009.

Saraiva, A. C. F., Fernandes, F. C., & Barbosa, F. A. R. (2009). Caracterização física e química de sedimentos superficiais de reservatórios do semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 14(2), 87–98.

Schmitz, M. H., do Couto, E. V., Xavier, E. C., Tomadon, L. S., Leal, R. P., & Agostinho, A. A. (2023). Assessing the role of protected areas in the land-use change dynamics of a biodiversity hotspot. *Ambio*, 52(10), 1603–1617.

Sforzi, L., Santini, S., Sarti, C., Scopetani, C., Martellini, T., Mumtaz, A., Randazzo, D., & Cincinelli, A. (2025). Microplastic pollution in freshwater sediments: Spatial–temporal patterns. *Current Pollution Reports*, 11, 43.

Sheriff, I., Awang, N. A., Halim, H. B., Ikechukwu, O. S., & Jusoh, A. F. (2024). Extraction and analytical methods of microplastics in wastewater treatment plants: Isolation patterns, quantification, and size characterization techniques. *Desalination and Water Treatment*, 318, 100399.

Song, J., Pashazadeh, A., Wu, S., Greene, V. R., Hallee, K. O., Tannehill, A. M., Saxon, T. M., Potter, M., & Beneke, Z. (2025). Advances in microplastic detection and interception: A state of the art review. *Cleaner Water*, 4, 100141.

Stange, C., Kalyetsi, R., Owokuhaisa, J., Ntaro, M., Leon, A., Hunter, P. R., et al. (2025). Monitoring of antimicrobial resistance in hospital, municipal and treated wastewater in Mbarara, Uganda. *Journal of Global Antimicrobial Resistance*.

Suguio, K. (2003). *Geologia sedimentar*. Edgard Blücher.

Tirkey, A., & Upadhyay, L. S. B. (2021). Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112604.

- Tsuchiya, M., Nomaki, H., Kitahashi, T., Nakajima, R., & Fujikura, K. (2019). Sediment sampling with a core sampler equipped with aluminum tubes and an onboard processing protocol to avoid plastic contamination. *MethodsX*, 6, 2662–2668.
- Verleye, G. A., Roeges, N. P., & de Moor, M. O. (2001). Easy identification of plastics and rubbers. Rapra Technology Limited.
- Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q., & Cai, L. (2017). Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere*, 171, 248–258.
- Wei, H., Wang, J., Pan, S., Liu, J., Ding, H., Smith, K., Yang, Z., Liu, P., Guo, X., & Gao, S. (2023). Are wastewater treatment plants as the source of microplastics in surface water and soil? *Journal of Hazardous Materials*, 459, 132154.
- Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, 30(5), 377–392.
- Xia, J., Li, Z., Peñuelas, J., Sardans, J., Wu, Q., Yan, P., Heděnc, P., Li, Z., Yuan, C., Ji, Y., Chen, Z., Zhao, Z., Wu, F., & Yue, K. (2025). Quantitative assessment on the distribution patterns of microplastics in global inland waters. *Communications Earth & Environment*, 6, 331.
- Xu, J. L., et al. (2019). FTIR and Raman imaging for microplastics analysis. *Journal of Spectroscopy*, 2019, 1–12.
- Xu, S., Ma, J., Ji, R., Pan, K., & Miao, A.-J. (2020). Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. *Science of the Total Environment*, 703, 135–147.
- Xu, X., Shi, R., Lv, C., Liu, H., Yang, W., Qian, S., Fujibayashi, M., Zhi, Y., Wang, G., Nomura, M., Nishimura, O., & Li, W. (2021). Hydrodynamic driven changes in the source and composition of sedimentary organic matter via grain size distribution in shallow lakes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126(11), e2021JG006502.
- Yang, L., Xu, J., Liu, C., Zhang, R., Wang, H., et al. (2021). Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *Science of the Total Environment*, 754, 142034.
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2021). Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk. *Science of the Total Environment*, 780, 146546.
- Yaseen, A., Assad, I., Sofi, M. S., Hashmi, M. Z., & Bhat, S. U. (2022). A global review of microplastics in wastewater treatment plants: Understanding their occurrence, fate and impact. *Environmental Research*, 212(Pt B), 113258.
- Yin, Z., & Zhao, Y. (2023). Microplastics pollution in freshwater sediments: The pollution status assessment and sustainable management measures. *Chemosphere*, 314, 137727.

Yuniarto, A., Hadibarata, T., & Kristanti, R. A. (2025). Unraveling microplastic presence in freshwater and sediment of Rejoso River, Indonesia. *Environmental Quality Management*, 35(1), e70149.

Zamprogno, G. C., Figueira, R. C. L., Mahiques, M. M., & Martins, C. C. (2021). Microplastics in tropical river sediments: Distribution, characteristics and possible sources. *Environmental Pollution*, 284, 117151.

Zazouli, M. A., Gholami, Z., Hashempour, Y., Babanezhad, E., & Fendereski, A. (2025). Exploring dissolved organic matter diversity and water quality in the Tajan River using PARAFAC techniques. *PLOS One*, 20(8), e0324097.

Zhang, K., Xiong, X., Hu, H., Wu, C., & Bi, Y. (2024). Aging-induced morphological changes of microplastics and implications for environmental behavior. *Water Research*, 244, 120380.

Zhao, H., Zhou, Y., Han, Y., Sun, Y., Ren, X., Zhang, Z., & Wang, Q. (2022). Pollution status of microplastics in the freshwater environment of China: A mini review. *Water Emerging Contaminants & Nanoplastics*, 1, 5.

Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., & Li, D. (2022). Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary. *Environmental Pollution*, 214, 548–556.

Zhao, W., Jiang, J., Liu, M., Tu, T., Wang, L., & Zhang, S. (2024). Exploring correlations between microplastics, microorganisms, and water quality in an urban drinking water source. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 275, 116.