

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

Perfil de microplásticos em ribeirão de ambiente urbano de pequeno porte

Paulo Guilherme Vardiero Freitas
Magister Scientiae

VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025

PAULO GUILHERME VARDIERO FREITAS

Perfil de microplásticos em ribeirão de ambiente urbano de pequeno porte

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientadora: Ann Honor Munteer

Coorientador: Luciano de Moura
Guimaraes

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

F866p
2025
Freitas, Paulo Guilherme Vardiero, 1999-
Perfil de microplásticos em ribeirão de ambiente urbano de
pequeno porte / Paulo Guilherme Vardiero Freitas. – Viçosa,
MG, 2025.

1 dissertação eletrônica (61 f.): il. (algumas color.).

Inclui anexo.

Orientador: Ann Honor Mounter.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Engenharia Civil, 2025.

Referências bibliográficas: f. 48-59.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2025.230>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Água - Poluição - Viçosa (MG). 2. Polímeros. 3. Esgotos.
4. Raman, Espectroscopia de. 5. Água - Toxicologia.
I. Mounter, Ann Honor, 1959-. II. Universidade Federal de
Viçosa. Departamento de Engenharia Civil. Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Civil. III. Título.

CDD 22. ed. 628.161

PAULO GUILHERME VARDIERO FREITAS

Perfil de microplásticos em ribeirão de ambiente urbano de pequeno porte

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 21 de março de 2025.

Assentimento:

Paulo Guilherme Vardiero Freitas
Autor

Ann Honor Munteer
Orientadora

Essa dissertação foi assinada digitalmente pelo autor em 29/04/2025 às 16:45:04 e pela orientadora em 30/04/2025 às 07:42:56. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **9MTS.ZP7F.RWSN** e clique no botão 'Validar documento'.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

FREITAS, Paulo Guilherme Vardiero, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2025. **Perfil de microplásticos em ribeirão de ambiente urbano de pequeno porte.** Orientadora: Ann Honor Mounteer. Coorientador: Luciano de Moura Guimaraes.

Os microplásticos (MP) são partículas poliméricas menores que 5 mm, amplamente dispersas no meio ambiente e com potencial de impacto ecológico. Presentes nos mais diversos corpos d'água, podem acumular poluentes e afetar organismos aquáticos. O estudo de sua distribuição e influência da urbanização e sazonalidade é essencial para compreender seus efeitos e propor medidas de mitigação. Este estudo investigou a influência da urbanização e da sazonalidade na presença de microplásticos (MP) no ribeirão São Bartolomeu (RSB), em Viçosa (MG) e possíveis efeitos tóxicos de polímeros em *Daphnia similis*. Foram coletadas amostras em três pontos distintos, dois no ribeirão, um antes e outro após a passagem pelo centro urbano e um em um interceptor da rede de esgotos do município, durante períodos seco e chuvoso. O período chuvoso aumentou significativamente a abundância de partículas suspeitas de serem MP em relação ao período seco a montante do centro urbano, de 0,20 para 0,44 part./L. Abundâncias a jusante foram significativamente maiores que a montante do centro urbano e as maiores abundâncias de partículas foram encontradas no esgoto. A caracterização dos MP foi realizada por espectroscopia Raman, identificando predominância de polipropileno (PP) e polietileno (PE), com abundâncias de MP variando de 0,05 a 2,00 MP/L. Ensaios de toxicidade aguda e crônica em *Daphnia similis* demonstraram que os polímeros testados não apresentaram efeitos tóxicos nas abundâncias encontradas no RSB. Apesar de não ter sido possível mensurar efeitos tóxicos para a faixa de tamanhos de partículas estudadas, tem sido reportado na literatura que o processo lento de degradação dos microplásticos podem levar a estruturas ainda menores (nanoplásticos) com alto potencial toxicológico. Assim, o presente estudo reforça a necessidade de monitoramento contínuo e medidas mitigadoras para reduzir a contaminação por MP em ambientes aquáticos urbanos.

Palavras-chave: polímeros; água ; esgoto; espectroscopia raman ; toxicidade

ABSTRACT

FREITAS, Paulo Guilherme Vardiero, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2025. **Microplastic profiles in a small urban stream**. Adviser: Ann Honor Munteer. Co-adviser: Luciano de Moura Guimaraes.

Microplastics (MP) are polymeric particles smaller than 5 mm, widely dispersed in the environment and with potential ecological impact. Present in various water bodies, they can accumulate pollutants and adversely affect aquatic organisms. Studying their distribution and the influence of urbanization and seasonality is essential to understand their effects and propose mitigation measures. This study investigated the influence of urbanization and seasonality on the presence of microplastics (MP) in the São Bartolomeu stream (SBS), in Viçosa (MG), and their possible toxic effects on *Daphnia similis*. Samples were collected at three different points: two in the stream, one before and one after passing through the urban center, and one in an interceptor of the municipal sewage system, during both dry and rainy periods. The rainy period significantly increased the abundance of suspected MP particles upstream of the urban center, from 0.20 to 0.44 part./L. Downstream abundances were significantly higher than upstream, and the highest particle abundances were found in sewage. MP characterization was performed using Raman spectroscopy, through which a predominance of polypropylene (PP) and polyethylene (PE) were identified, with MP abundances ranging from 0.05 to 2.00 MP/L. Acute and chronic toxicity tests on *Daphnia similis* showed that the tested polymers did not exhibit effects at the abundances found in the RSB. Although it was not possible to measure toxic effects for the particle size range studied, the literature reports that the slow degradation process of microplastics can lead to even smaller structures (nanoplastics) with high toxicological potential. Thus, the present study reinforces the need for continuous monitoring and mitigation measures to reduce MP contamination in urban aquatic environments.

Keywords: polymers; water; sewage; raman espectroscopy; toxicity

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	8
2	HIPÓTESES	10
3	OBJETIVOS	11
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
4.1	A INDÚSTRIA DE PLÁSTICOS E FIBRAS	12
4.2	MICROPLÁSTICOS	12
4.2.1	<i>Definição</i>	<i>12</i>
4.2.2	<i>Fontes de entrada em águas doces.....</i>	<i>14</i>
4.2.3	<i>Efeitos dos microplásticos no ambiente</i>	<i>15</i>
4.2.4	<i>Formas de coleta e identificação.....</i>	<i>16</i>
5	METODOLOGIA.....	19
5.1	ÁREA DE ESTUDO	19
5.2	COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS	20
5.3	EXTRAÇÃO DE MP	24
5.4	CONTAGEM E COMPOSIÇÃO POLIMÉRICA DOS MP	25
5.5	TOXICIDADE <i>DAPHNIA SIMILIS</i>	26
5.5.1	<i>Manutenção dos organismos</i>	<i>26</i>
5.5.2	<i>Preparo da solução estoque</i>	<i>26</i>
5.5.3	<i>Toxicidade Aguda</i>	<i>26</i>
5.5.4	<i>Toxicidade Crônica.....</i>	<i>26</i>
5.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	27
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
6.1	ENSAIO PRELIMINAR.....	28
6.2	CONTAGEM DAS PARTÍCULAS EM ESTEREOMICROSCÓPIO	30
6.3	IDENTIFICAÇÃO DAS PARTÍCULAS SUSPEITAS	34
6.4	TOXICIDADE AGUDA EM <i>DAPHNIA SIMILIS</i>	44
6.5	TOXICIDADE CRÔNICA EM <i>DAPHNIA SIMILIS</i>	45
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	47
8	REFERÊNCIAS	48

9	ANEXO I.....	60
----------	---------------------	-----------

1 INTRODUÇÃO

Os plásticos são materiais sintéticos derivados de polímeros e para se adequarem a uma finalidade específica geralmente são processados com vários produtos químicos aditivos para ajustar suas propriedades, conferindo grande variabilidade em sua estrutura e desempenho (WAGNER; LAMBERT, 2018). Sua produção começa com moléculas primárias monoméricas obtidas do refino do petróleo, que são submetidas a processo de polimerização para formação de grandes cadeias de polímeros. Estima-se que até 2050 a produção de plásticos utilize 20% do total de petróleo consumido no planeta (LI et al., 2023a). Além dos produtos plásticos, os polímeros são muito utilizados na produção de fibras sintéticas que são utilizadas em diversos produtos têxteis como edredons, tecidos de malhas, agasalhos, meias, etc.

Apesar da vasta aplicação dos plásticos e das fibras e de estes movimentarem a economia global, essa elevada quantidade produzida gera desafios ambientais. O descarte inadequado de plásticos e fibras sintéticas tem levado a problemas devido a sua resistência à degradação e formação de partículas menores como micro e nanoplásticos (SHI et al., 2023).

Microplásticos (MP) são um problema atual e diversos estudos vêm sendo desenvolvidos em várias partes do mundo, com métodos para coleta, extração e caracterização, além de diversas propostas para diminuição desses compostos no ambiente. Porém, em águas doces brasileiras, apesar de algum avanço nos últimos anos, esses estudos ainda são relativamente escassos quando comparados a outros países e não existem métodos padronizados de coleta, extração e identificação para avaliar esse tipo de poluente (OLIVEIRA, 2023; SODRÉ et al., 2023).

No ambiente aquático, os mecanismos que influenciam a presença de MP são complexos e ainda estão em fase de entendimento, sendo a urbanização um possível fator, pois implica alterações de padrões de uso e ocupação do solo, demográficos, de atividade econômicas e de consumo, incluindo aumento na produção e consumo do plástico e da quantidade de lixo gerada (GAO et al., 2023a; TALBOT et al., 2022).

Outro fator que pode influenciar a quantidade de MP é o clima, sendo que períodos mais quentes podem aumentar a degradação dos plásticos, o que aumentaria a quantidade de MP no ambiente (ZHENG et al., 2025). Porém, a temperatura não é o único fator a ser

observado, visto que chuvas podem afetar a deposição de MP presentes na atmosfera, promover a lixiviação de MP no solo e ainda afetar a diluição dos mesmos nos corpos hídricos (JAHANDARI, 2023; SOL et al., 2020; BAI et al., 2024).

Existe uma grande variedade de estudos sobre MP, o que se deve, além da diferença nos métodos analíticos, a variações nas datas e locais de realização dos estudos, que incluem estações, climas e demais condições ambientais diferentes, porém, a grande maioria ainda se concentra no ambiente marinho (XIA et al., 2021; ZHANG et al., 2024).

Assim, o presente estudo visa avaliar a influência da urbanização e do lançamento de efluentes, bem como da sazonalidade na abundância e características dos MP no ribeirão São Bartolomeu (RSB), na cidade de Viçosa – Minas Gerais, dando seguimento à pesquisa de Oliveira (2023), que avaliou protocolos de digestão química para caracterização de MP no mesmo ribeirão.

2 HIPÓTESES

Pressuposto: A urbanização inclui diversos fatores que estão relacionados com a presença dos microplásticos em corpos hídricos como a densidade populacional, o layout e as estruturas da cidade, bem como o lançamento de esgoto que possui alta concentração de fibras sintéticas devido à lavagem de roupas. Por outro lado, fatores climáticos, carreamento de materiais, deposição atmosférica e outros fatores naturais também podem influenciar esses compostos, como por exemplo as chuvas persistentes, que podem diluir o esgoto e conseqüentemente a contribuição do mesmo com microplásticos para o corpo hídrico e ao mesmo tempo podem potencializar outros fatores responsáveis por aumentar a concentração de microplásticos, como escoamento superficial, revolvimento dos sedimentos e deposição úmida.

- Hipótese 1: A urbanização e o lançamento de esgotos in natura no município de Viçosa estão diretamente relacionados à mudança do perfil de MP no RSB.
- Hipótese 2: A abundância de MP no ribeirão é maior em períodos chuvosos em relação aos períodos secos.
- Hipótese 3: A abundância de MP no ribeirão causa efeito significativo em *Daphnia Similis*.

3 OBJETIVOS

Definir temperatura e tempo de digestão ótimos para remoção de matéria orgânica com H_2O_2 .

Avaliar a ocorrência de MP no RSB e o efeito das principais partículas sobre organismos aquáticos.

Determinar os impactos da urbanização e do lançamento de esgotos no perfil de MP no ribeirão.

Verificar a relação entre a sazonalidade e a abundância dos MP presentes no ribeirão.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 A Indústria de plásticos e fibras

A indústria de plásticos desempenha um papel fundamental na economia global, com aplicações em diversos seguimentos como embalagens, construção, isolamento, transporte, energia elétrica e medicina (LOKESH et al., 2023; OLUWOYE et al., 2023; RAHMANI et al., 2023a).

Em 2021, a produção mundial de plástico atingiu 390,7 milhões de toneladas, sendo 15,2 milhões a mais do que em 2020 e a tendência é que continue crescendo a cada ano, passando de 1,2 bilhões de toneladas em 2050 (PLASTICS EUROPE, 2022; TIWARI et al., 2023). Dentre os diversos tipos de plásticos existentes, os mais conhecidos são: poliestireno (PS), polietileno (PE), polipropileno (PP), poliuretano (PU), policloreto de vinila (PVC) e tereftalato de polietileno (PET) (IDRIS et al., 2023; LI et al., 2023a).

Já as fibras sintéticas, especialmente as de poliéster, dominam a produção global de fibras desde meados da década de 1990 (YANG; GAO; NOWACK, 2023). A indústria de fibras também teve sua produção aumentada nas duas últimas décadas e espera-se que até 2030 sejam produzidas mais de 145 milhões de toneladas anuais (SUARIA et al., 2020). As principais fibras encontradas no setor têxtil são: náilon, acrílico e poliéster (OLIVEIRA, 2023).

No Brasil, a indústria de plásticos é composta por mais de 11 mil empresas. Em 2022 foram produzidos 7,04 milhões de toneladas de transformados de plástico, registrando um faturamento de 123 bilhões de reais, sendo PE, PP, PS e PVC as principais resinas consumidas (ABIPLAST, 2024).

Em contrapartida, a indústria de fibras sintéticas movimentou aproximadamente 5 bilhões de reais em 2023 com uma produção de 250.715 toneladas. Em 2023, essa produção caiu para 224.598 toneladas de acordo com a Associação Brasileira de Produtos de Fibras Artificiais e Sintéticas (ABRAFAS, 2024).

4.2 Microplásticos

4.2.1 Definição

O termo microplástico foi definido pela agência de Administração Oceânica e Atmosférica dos Estados Unidos (NOAA) em 2008 e é uma das diversas classificações

que os diferentes produtos plásticos recebem de acordo com seu tamanho, ou seja, são partículas de plástico com tamanhos que variam entre 1 μm e 5mm e atualmente estão presentes em diversos seguimentos (CHENG et al., 2023). Quadro 1 mostra as demais classificações e os principais produtos a elas relacionados.

Quadro 1 - Classificação dos plásticos de acordo com o tamanho e principais produtos encontrados em cada classe

Classificação	Tamanho	Fontes
Macroplásticos	> 25 mm	Recipientes plásticos, tampas de garrafas, fragmento de embalagens.
Mesoplásticos	5 – 25 mm	Plástico filme, embalagens e outros produtos diversos.
Microplásticos	1 μm - 5mm	Fragmentos dos plásticos maiores, têxteis sintéticos.
Nanoplásticos	< 1 μm	Fragmentos de plásticos maiores e produtos específicos utilizados em pastas de dente e produtos de cuidado pessoal.
Microesferas	Pequenos grânulos de plástico de tamanhos variados maiores que 1 μm	Produtos específicos utilizados em pastas de dente, produtos de limpeza facial e outros produtos de cuidado pessoal.

Fonte: (GHAYEBZADEH et al., 2023; JAIN et al., 2023; OSWALD et al., 2023; PEI et al., 2023; RAHMANI et al., 2023b).

Esses compostos apresentam diversas vantagens relacionadas à economia e à produção, em contrapartida, oferecem graves riscos ao meio ambiente sendo listado em 2014 como uma das dez questões emergentes no Anuário do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) (SZEWC; GRACA; DOŁĘGA, 2021). O Quadro 2 mostra as vantagens e desvantagens do uso de MP.

Quadro 2 – Vantagens e desvantagens do uso dos plásticos

Vantagens
Leve e durável, ideal para peças de automóveis e dispositivos médicos.
Possui grande versatilidade, podendo ser fabricado de acordo com a necessidade.
Possui baixo custo de produção e processamento.
Pode absorver poluentes e ser aplicado no tratamento de águas residuárias.
Desvantagens
Sua acumulação em sistemas aquáticos prejudica todo o ecossistema.
Prejudicial à saúde humana, podendo afetar células e órgãos após inalação e/ou ingestão.
Pode bioacumular e afetar diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar.
Sua produção contribui para o esgotamento dos recursos naturais não renováveis e para emissão de gases de efeito estufa.

Fonte: Adaptado de JAIN et al., 2023.

Diversos estudos têm relatado sua presença em ambientes de água doce (LI et al., 2023a), terrestre (YANG et al., 2021), no ar (SYAFINA et al., 2022), em áreas de grande ocupação (DRIS et al., 2015) e até mesmo áreas com quase nenhuma influência antrópica (BERGMANN et al., 2019; PASTORINO et al., 2023; ZHAO et al., 2023).

4.2.2 Fontes de entrada em águas doces

As fontes de emissão de MP no ambiente como um todo podem se dividir em duas, as fontes primárias que estão relacionadas à produção intencional na escala de até 5mm para finalidades específicas como uso em cosméticos e pastas de dente e as fontes secundárias que consistem na fragmentação de plásticos maiores por meio de processos mecânicos, químicos ou biológicos, sendo essa a principal causa de entrada de MP no ambiente (LI et al., 2023a; MONTAGNER et al., 2021).

Em águas doces, a contaminação por MP está intimamente ligada ao ambiente terrestre, principalmente urbanizado, onde fábricas de produção de plásticos bem como lançamento de efluentes (que mesmo com tratamento adequado ainda podem conter MP)

contaminam os corpos receptores e contribuem à presença destes compostos. As estações de tratamento de esgoto (ETEs) podem remover até 90% de MP e, desses 90%, grande parte vai para o lodo de esgoto, que pode ser utilizado na composição de fertilizantes ou aplicado diretamente em terras agrícolas e contribuir com a presença de MP no solo, e eventualmente, nos corpos hídricos por lixiviação (DU et al., 2021; RAJU; GANDHIMATHI; NIDHEESH, 2023; SODRÉ et al., 2023). Além disso, essa porcentagem de remoção dos MP pelas ETEs pode variar expressivamente visto que a maioria das unidades de tratamento de esgotos não levam em conta a remoção de pequenas partículas de plástico em seu dimensionamento, fazendo com que as estações contribuam de maneira significativa (aproximadamente 5% dos MP encontrados no ambiente vêm de ETEs) para a contaminação dos rios de água doce por MP (HAJJI et al., 2023; RAJU; GANDHIMATHI; NIDHEESH, 2023; TALBOT et al., 2022). Vermaire et al. (2017) constataram que o lançamento de esgoto tratado aumentou significativamente a quantidade de MP no rio Ottawa (Canadá), passando de 0,71 MP/m³ a montante para 1,99 MP/m³ a jusante do ponto de lançamento (VERMAIRE et al., 2017).

A deposição atmosférica também pode ser uma importante fonte de MP em corpos hídricos de água doce, visto que estas partículas (principalmente fibras) estão por toda parte na atmosfera tanto em áreas urbanas como rurais e remotas, podendo ser transportadas por longas distâncias e contaminar rios e outros ambientes por deposição úmida e seca que são diretamente afetadas pelas condições climáticas, ou seja, frequência, duração e intensidade de chuvas, umidade do ar, velocidade dos ventos e outros (JAHANDARI, 2023; KYRIAKOUCES; TURNER, 2023; XU et al., 2022). Wu et al. (2023) avaliaram a influência de chuvas persistentes na distribuição de MP na coluna d'água e nos sedimentos. Os efeitos foram significativos e a concentração de MP no sedimento diminuiu em 57,41% e na coluna d'água aumentou em 62,4%, mostrando a ocorrência da liberação de MP do sedimento para a coluna d'água bem como a deposição atmosférica e transporte terrestre (WU et al., 2023).

4.2.3 Efeitos dos microplásticos no ambiente

Os MP representam grande perigo para a vida aquática em diversas escalas. Podem atuar como vetor de propagação de microrganismos patogênicos, estimulando a produção de biofilme e alterando a diversidade microbiana, além de serem consumidos por diversos organismos, resultando em danos internos, fome e até morte (JAIN et al.,

2023; RAI et al., 2023). Dentre os diversos efeitos negativos relacionados aos MP em diferentes organismos, os mais citados na literatura são: rompimento do trato digestivo, estresse oxidativo, danos a diversos órgãos, enfraquecimento e até morte (HAJJI et al., 2023; HUANG et al., 2021; JAIN et al., 2023).

O efeito dos MP nas espécies aquáticas começa a aparecer mesmo em concentrações mais baixas que são facilmente encontradas em ambientes mais poluídos. Por exemplo, Mehinto et al. (2022) determinaram que quantidades de 0,3 – 5 MP/L colocariam em risco 5% das espécies mais sensíveis (MEHINTO et al., 2022).

O consumo de MP pelos organismos é algo evidente, Cheng et al. (2023) encontraram MP de PE, PP, PET e OS no intestino e nos ovários de *Daphnia magna* em um estudo utilizando microcosmo, com perdas significativas no crescimento, reprodução e sobrevivência dos organismos (CHENG et al., 2023). A ingestão desses compostos por consumidores primários se torna um risco para os demais níveis da cadeia trófica, visto que podem bioacumular, sendo transferidos para os níveis mais elevados causando efeitos negativos em peixes, aves e até seres humanos (HAJJI et al., 2023). Por exemplo, Elizalde-Velázquez e Gómez-Oliván (2021) elucidaram o comportamento estranho em peixes devido ao acúmulo de MP no trato gastrointestinal desses animais, que pode causar distensão do intestino e eventualmente levar a uma obstrução (ELIZALDE-VELÁZQUEZ; GÓMEZ-OLIVÁN, 2021).

Outro problema relacionado aos MP é o carreamento de contaminantes químicos que podem se depositar em sua superfície, Montagner et al. (2021) descrevem que além dessa sorção de contaminantes nos MP, o processo de formação dos mesmos por si só já é um evento que representa perigo para o ecossistema, visto que a degradação dos plásticos pode liberar aditivos químicos como estabilizantes, corantes, plastificantes, retardantes de chama, entre outros, utilizados em sua fabricação para obtenção das características desejadas (MONTAGNER et al., 2021).

4.2.4 Formas de coleta e identificação

Os fragmentos de MP suspensos no ambiente aquático são geralmente coletados por uma pilha de peneiras com tamanho de malhas decrescentes, seguidos pela preparação da amostra que geralmente inclui processos de digestão e/ou separação por densidade (HAJJI et al., 2023).

Amostras com altas concentrações de matéria orgânica ou sólidos totais, como por exemplo esgotos domésticos, devem passar por processos de extração, visto que a remoção de matéria orgânica é essencial para detecção dos MP (SUN et al., 2019).

Essa extração pode ser química ou física. A extração química é baseada em protocolos de digestão utilizando, principalmente, H_2O_2 que tem sido amplamente utilizado para remover matéria orgânica de efluentes sem causar qualquer dano à estrutura dos MP, atingindo recuperação de 100% das partículas e remoção de matéria orgânica superior a 90% (BRETAS ALVIM; BES-PIÁ; MENDOZA-ROCA, 2020). Já a extração física se dá por separação por densidade, filtração com membranas de fibra de vidro (este processo não é indicado para amostras com alta concentração de matéria orgânica) e até mesmo extração magnética, onde diversas partículas contendo ferro são utilizadas para se ligarem ao plástico e permitirem a recuperação magnética (GAO et al., 2023b; OLIVEIRA, 2023).

Outra abordagem para extrair MP de amostras ricas em matéria orgânica é a degradação enzimática. Nessa, as amostras contendo os MP são submersas em uma mistura de enzimas como lipase, amilase, proteinase e celulase que removem grande parte da matéria orgânica sem alteração nas partículas de MP (SUN et al., 2019).

Após o tratamento, as análises de detecção podem ser realizadas. Essa detecção pode ser qualitativa (que visa diferenciar os diferentes tipos de polímeros utilizados e os diversos materiais que se enquadram no grupo MP), ou quantitativa (para mensurar a quantidade de partículas de MP presentes em um volume de amostra). Os métodos podem ser visuais, espectroscópicos, cromatográficos e térmicos, sendo a espectroscopia essencial para a identificação dos tipos de polímeros (DU et al., 2021; GAO et al., 2023b; HAJJI et al., 2023).

Apesar de subjetiva, a inspeção visual a olho nu ou com microscópio é atualmente uma etapa essencial para a análise do MP, pois pode fornecer informações sobre contagem, cor, tamanho e morfologia, mas depende muito da experiência do analista (GAO et al., 2023b; WANG et al., 2023).

A espectroscopia Raman é usada predominantemente para identificar de forma não destrutiva as composições poliméricas de partículas de MP e é muito mais precisa do que a detecção visual (LI et al., 2023b). É uma técnica de espectroscopia vibracional

baseada no espalhamento inelástico da luz e fornece informações sobre as vibrações moleculares de um sistema na forma de um espectro vibracional único de cada material, permitindo a identificação dos componentes presentes na amostra (SUN et al., 2019).

5 METODOLOGIA

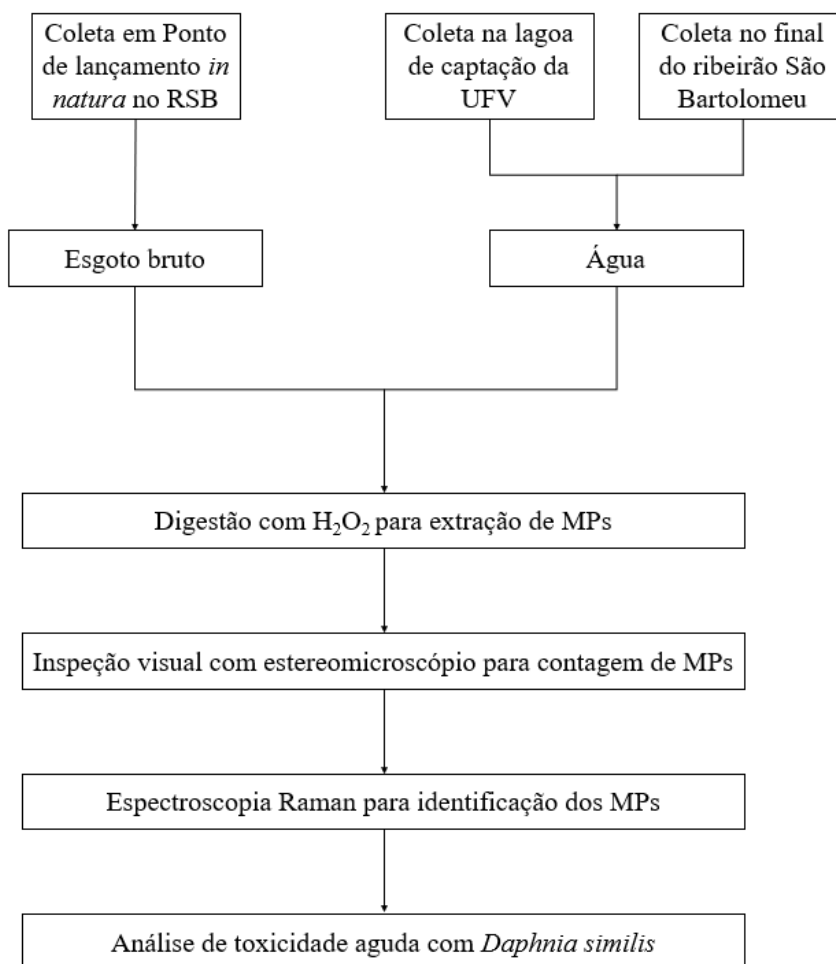
5.1 Área de estudo

A área de realização do estudo está compreendida na bacia do RSB, localizado no município de Viçosa – Minas Gerais. O ribeirão faz parte da bacia do Rio Doce.

O RSB tem suas nascentes a montante do campus da UFV, região que vem passando por processos intensos de urbanização, tão mais intensos quanto mais próxima ao campus - presença de condomínios, loteamentos e comunidades, com lançamento de esgoto doméstico sem o devido tratamento (MUNIZ, 2019; OLIVEIRA, 2023). No campus universitário o RSB recebe cinco barramentos consecutivos (as “lagoas da UFV”), sendo que os dois primeiros cumprem função de reservatórios de acumulação de água para suprir estações de tratamento de água da UFV e da cidade - A captação é realizada na segunda represa. A jusante da UFV, o RSB percorre a área urbana de Viçosa, se reunindo com o rio Turvo Sujo no bairro Barrinha (na saída da cidade em direção à Porto Firme). Ou seja, se trata de um curso d’água urbano na maior parte de sua extensão, com nascente e foz no município de Viçosa.

O estudo faz parte de um grande projeto iniciado por Oliveira (2023), onde houve a seleção do melhor protocolo de extração de MP. Já no presente estudo, o protocolo selecionado foi aplicado e os efeitos das principais partículas encontradas foram testados em organismos aquáticos. Assim, o estudo consistiu em coletas e análises de amostras de água do RSB em dois pontos, além de amostras de esgoto doméstico bruto para verificar o perfil de MP nesses locais. As amostras foram digeridas com H_2O_2 para remoção de matéria orgânica e os MP contados e caracterizados. Um fluxograma com as etapas realizadas é apresentado na Figura 1.

Figura 1 - Fluxograma das etapas realizadas no estudo



5.2 Coleta e preservação das amostras

As amostras de água foram coletadas na lagoa da UFV para avaliar a presença de MP na água que é coletada para abastecimento público na cidade de Viçosa (ponto 1), e ao final do RSB (ponto 2), antes do seu encontro com o rio Turvo Sujo e após passar pela região central da cidade para avaliar o efeito da urbanização na presença de MP no ribeirão. As Figuras 2 e 3 mostram os pontos onde foram realizadas as coletas e a Figura 4 mostra o percurso que o ribeirão faz entre os pontos de coleta. Foram realizadas seis coletas em cada local, três em período chuvoso (C1, C2 e C3) e três no período seco (C4, C5 e C6). No município de Viçosa, o período chuvoso ocorre entre outubro e março e o período seco entre abril e setembro (DE GOIS et al., 2023).

Ainda, foram realizadas coletas de esgoto bruto (nos mesmos eventos de amostragem de água) em um poço de visita do interceptor da rede de esgoto municipal no bairro São Sebastião (ponto 3), como mostrado na Figura 5.

Figura 2 - Ponto de coleta de amostra de água, lagoa de captação da UFV



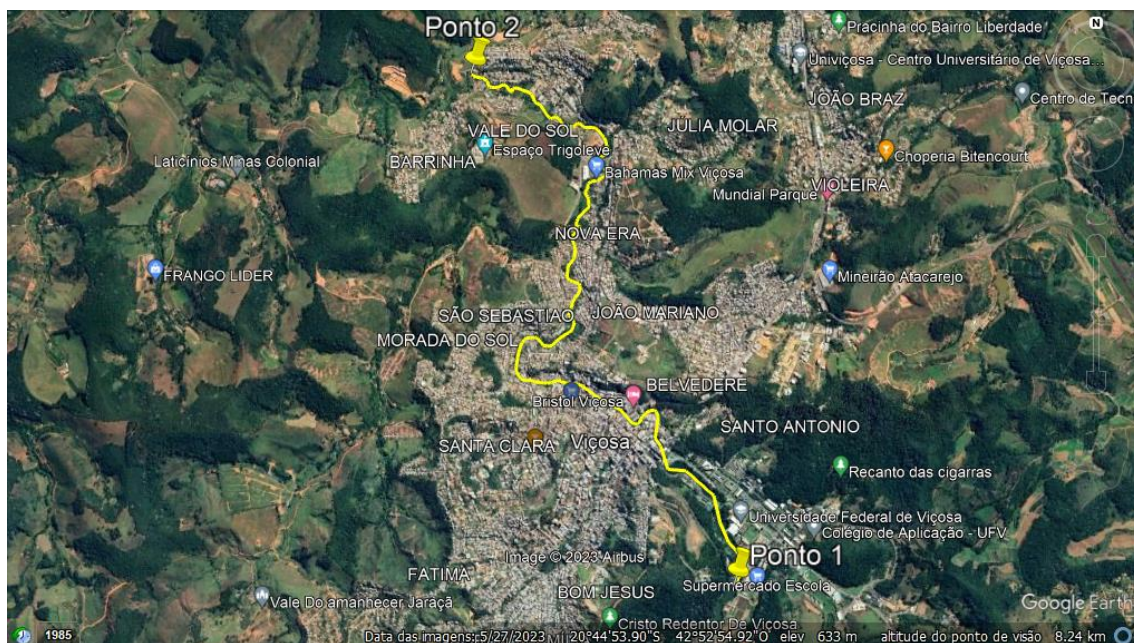
Fonte: Google Earth (2023).

Figura 3 - Ponto de coleta de água na rua Lambari, bairro Vale do Sol



Fonte: Google Earth (2023).

Figura 4 - Percurso do ribeirão São Bartolomeu entre os pontos 1 e 2 de coleta de água



Fonte: Google Earth (2023).

Figura 5 – Ponto de coleta de esgoto bruto no bairro São Sebastião



Fonte: Google Earth (2023).

O procedimento para coleta seguiu o descrito por Oliveira (2023), onde os volumes presentes na Tabela 1 para cada amostra e malha foram bombeadas e passaram

por um conjunto de peneiras de aço de 5 mm (descartada logo após a coleta), 2 mm, 300, 106 e 53 μm (M1, M2, M3 e M4, respectivamente) para verificar a abundância em diferentes faixas de tamanhos, a variação do volume peneirado ocorreu devido ao rápido entupimento das peneiras de malha menor.

Tabela 1 – Volumes de amostras coletados nos diferentes pontos, malhas e coletas

Ponto	Malha (mm)	Período Chuvoso			Período Seco		
		C1	C2	C3	C4	C5	C6
V, L							
1	2-5	400	400	400	400	400	400
	0,3-2	400	400	400	400	400	400
	0,106-0,3	400	400	400	400	400	400
	0,053-0,106	100	400	400	400	400	400
2	2-5	400	400	400	400	400	400
	0,3-2	400	400	400	400	150	400
	0,106-0,3	400	400	400	238	324	210
	0,053-0,106	400	400	133	76	54	64
3	2-5	90	90	90	90	45	45
	0,3-2	90	90	90	90	45	45
	0,106-0,3	90	90	90	90	45	45
	0,053-0,106	90	90	90	90	45	45

C = Coleta, M = Malha, Ponto 1 (ponto a montante do centro urbano), Ponto 2 (ponto a jusante do centro urbano), Ponto 3 (esgoto doméstico bruto)

Ao término da coleta, as peneiras foram tampadas com papel alumínio e levadas ao Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) da UFV, onde foram lavadas com água destilada até que todo o material retido fosse retirado e armazenado em erlenmeyers de vidro tampados com papel alumínio e refrigerados a 4° C até as análises.

Devido a presença dos MP em todo tipo de ambiente, são necessárias diversas medidas para prevenir a contaminação das amostras durante as análises. Assim, o presente estudo seguiu as sugestões de Oliveira (2023), Hajji et al. (2023) e Nan et al. (2020) que incluem:

1. Utilização de roupas e jaleco de algodão em vez de roupas sintéticas para evitar a contaminação com fibras;
2. Enxague de todo material utilizado com água destilada filtrada com filtro de fibra de vidro;
3. Uso de materiais de vidro ou metal no lugar de materiais plásticos;
4. Limpeza cuidadosa das superfícies de trabalho;

5. Preparação e manuseio de amostras em capelas de fluxo laminar ou horizontal.
6. Análises de brancos para verificar possíveis contaminações.

5.3 Extração de MP

Com o objetivo de selecionar o melhor tratamento para remoção da matéria orgânica e extração dos MP, foi realizado um experimento fatorial 4x3 com duas repetições por tratamento, seguindo o delineamento inteiramente casualizado (DIC), onde utilizou-se H₂O₂ 30% para digestão de matéria orgânica sob diferentes condições. Assim, uma amostra de esgoto tratado por reator UASB fornecida pelo Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Viçosa (LESA/UFV) foi caracterizada em termos sólidos suspensos voláteis (SSV). Após isso, volumes de 70 mL desse esgoto foram transferidos para erlenmeyers e levados a um banho-maria com controle de temperatura e após atingirem a temperatura desejada foram adicionados 14 mL de H₂O₂ 30% (mantendo uma proporção de 1:5) e a matéria orgânica foi digerida por um período de tempo. Os tratamentos consistiram em três temperaturas diferentes (40, 50 e 60°C) e quatro tempos de digestão (4, 8, 16 e 24h), ao final da digestão a concentração de SSV foi medida e comparada com a concentração antes dos tratamentos para determinar a porcentagem de matéria orgânica removida. A seleção do melhor tratamento foi feita com o auxílio do software R utilizando ANOVA e teste de Tukey. Ainda, uma etapa para verificar possíveis danos à estrutura dos microplásticos foi realizada adicionando 10 partículas de polietileno (PE) roxo de avental, 10 partículas de poliamida (PA) obtida de fibra de pesca e 10 de polipropileno (PP) de embalagem, todas visíveis a olho nu, em diferentes erlenmeyers com 70 mL de esgoto cada, que foram submetidos ao tratamento mais eficiente, após a digestão o esgoto tratado foi filtrado em membrana de fibra de vidro de 1,2 µm e a quantidade de cada partícula contada para verificar possíveis perdas. Além disso, também houve uma comparação visual entre as partículas antes e após passar pelo tratamento.

As amostras coletadas foram então tratadas a partir da seleção do tempo e da temperatura que se mostraram mais eficientes na remoção de matéria orgânica usando a proporção peróxido/amostra em 1:5 e que não causaram danos aos MP.

Amostras que apresentaram grande concentração de sedimentos passaram por processo de separação por densidade com adição de NaCl (1,2 g/cm³) para facilitar a

flutuação das partículas plásticas e consequente separação do sedimento, sendo utilizados 6g de NaCl para cada 20 mL de amostra (OLIVEIRA, 2023). Os sedimentos foram inspecionados para verificar se algum plástico foi perdido.

Após o processo de digestão e resfriamento das amostras até a temperatura ambiente, as mesmas foram filtradas a vácuo em fibra de vidro de 1,2 μm . O filtrado foi mantido em dessecador para remoção de toda umidade.

5.4 Contagem e composição polimérica dos MP

Terminado o tratamento das amostras, as membranas de filtração foram fotografadas com o auxílio de estereomicroscópio e as partículas suspeitas de serem MP (foram observados: superfície lisa, formato geométrico bem definido, cores chamativas, fibras alongadas, brilho e transparência) contadas para definição da abundância das mesmas no RSB. Para a amostra de esgoto bruto, foi realizada a mesma contagem utilizando estereomicroscópio.

Após a contagem, foram realizadas leituras Raman de parte das partículas quantificadas no estereomicroscópio. Essas análises foram realizadas no Laboratório de Espectroscopia Raman do Departamento de Física da UFV em espectrômetro Micro-Raman InVia da Renishaw com objetiva de 50x, laser de 785 nm com potência abaixo de 2mW para evitar efeitos de aquecimento (OLIVEIRA, 2023). As leituras foram realizadas para verificação da composição polimérica das partículas de MP, possibilitando a comparação entre os perfis das amostras coletas no ponto 1 e 2, nas estações de chuva e de seca. 38% das partículas referentes ao ponto 1 na estação chuvosa e 42% no período seco, 43% das partículas referentes ao ponto 2 na estação chuvosa e 36,5% no período seco foram analisadas. Para o esgoto bruto, devido a indisponibilidade de alguns equipamentos, foi possível analisar somente 8% do total de partículas referentes à apenas uma estação (chuvosa).

Para a confirmação polimérica o software SpectraGryph 1.2.16.1 foi utilizado, nele, existe uma base de dados de espectros de partículas já caracterizadas e a porcentagem de semelhança entre os espectros obtidos neste estudo e os espectros da base de dados é retornada, o uso do software foi complementado com a comparação visual com espectros presentes na literatura de partículas já caracterizadas.

5.5 Toxicidade *Daphnia similis*

5.5.1 Manutenção dos organismos

A fim de verificar possíveis efeitos tóxicos das partículas de MP aproximadamente nas concentrações encontradas no RSB em organismos aquáticos, *D. similis* foram cultivadas de acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 12713 de 2016 (ABNT, 2016). A troca de meio foi realizada três vezes por semana, assim como a alimentação utilizando *Raphidocelis subcapitata* (10^6 células por organismo) e solução de ração de peixe TetraMin Plus (20 μ L por organismo).

5.5.2 Preparo da solução estoque

Para os ensaios de toxicidade, uma suspensão estoque contendo 320 part./L de MP foi preparada misturando os MP com a água de cultivo dos organismos, os polímeros escolhidos para o preparo foram os dois mais encontrados na caracterização com espectroscopia Raman, na proporção 1:1. Os tamanhos variaram na faixa de 200 μ m a 500 μ m (não foi possível a obtenção de partículas com tamanhos menores).

5.5.3 Toxicidade Aguda

Os ensaios de toxicidade aguda seguiram o disposto na ABNT NBR 12713 de 2016, onde neonatos de *D. similis* (<24h de vida) foram expostos à cinco diferentes concentrações da solução estoque, 100, 50, 25, 12,5 e 6,25%, além de um controle contendo apenas água de cultivo. Os microcrustáceos foram mantidos em copos descartáveis contendo 10 mL da solução de teste ou da água de cultivo no caso do controle, com 5 organismos por réplica e 4 réplicas por tratamento, totalizando 20 neonatos por concentração. A iluminação utilizada foi de 12h diárias e após 48h a sobrevivência dos organismos foi avaliada.

5.5.4 Toxicidade Crônica

O ensaio de toxicidade crônica foi realizado utilizando as mesmas concentrações do ensaio de toxicidade aguda e seguiu o disposto na OCDE nº 211 (OCDE, 2012) para testes semi-estáticos. Os organismos foram alimentados três vezes por semana e a troca do meio ocorreu pelo menos duas vezes por semana durante a duração do experimento. Foram avaliados mortalidade, número de nascidos vivos por organismo e idade da primeira reprodução.

5.6 Análises estatísticas

No ensaio preliminar, utilizou-se teste F da ANOVA seguido de teste Tukey (em caso de diferença significativa entre médias) para verificar os efeitos do tempo de digestão e da temperatura sobre a remoção de matéria orgânica com nível de significância de 95%.

Para verificar os efeitos do local de coleta, da estação do ano e da interação entre os dois fatores sob a abundância de partículas suspeitas, utilizou-se teste F da ANOVA também a 95% de significância.

No cálculo da CL50 e as concentrações limites do intervalo de confiança (IC95%) da solução de MP no ensaio de toxicidade aguda o software CETIS (Tidepool Scientific, McKinleyville, CA, EUA) foi utilizado, através do teste não-paramétrico para toxicidade aguda de Spearman-Kärber. Os cálculos da CE50 no ensaio de toxicidade crônica foram realizados com o auxílio do software GraphPad Prism 8.0, utilizando a técnica de perfil de verossimilhança (Profile Likelihood). Além disso, foi realizada uma comparação múltipla utilizando ANOVA seguida de teste Tukey para verificar diferenças significativas no número de nascidos vivos por organismos entre as diferentes concentrações.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Ensaio preliminar

A amostra de esgoto tratado por reator UASB apresentou uma quantidade de SSV de 112 ± 1 mg/L. A Tabela 2 apresenta a porcentagem de remoção de SSV após os tratamentos com peróxido de hidrogênio 30% nas temperaturas de 40, 50 e 60°C nos tempos de 4, 8, 16 e 24h.

Tabela 2 – Porcentagens de remoção de SSV nos tempos de 4, 8, 16 e 24h de digestão e nas temperaturas de 40, 50 e 60°C

Tempos/ Temperaturas	4h	8h	16h	24h
	Remoção de SSV (%) (*)			
40 °C	64,0 ± 1,0 bB	76,5 ± 1,5 aB	80,5 ± 0,5 aA	80,5 ± 0,5 aB
50 °C	76,0 ± 3,0 bA	76,0 ± 1,0 bB	79,0 ± 1,0 abA	82,5 ± 1,5 aB
60 °C	78,5 ± 0,5 bA	82,5 ± 1,5 bA	81,5 ± 0,5 bA	91,5 ± 1,5 aA

(*) Letras minúsculas iguais indicam igualdade de médias de uma mesma linha e letras maiúsculas iguais indicam igualdade de média de uma mesma coluna pelo teste de Tukey.

Todos os tratamentos atingiram uma eficiência superior a 60% de remoção. A 40 °C não houve diferença significativa entre os tempos de 8, 16 e 24h, mas em ambos as médias de remoção foram maiores do que no tempo de 4h, por outro lado, a 50 °C e 60 °C o tempo mais eficiente foi o de 24h. No tempo de 4h a temperatura de 40 °C se mostrou inferior às demais, enquanto nos tempos de 8h e 24h a temperatura mais eficiente foi a de 60 °C, não havendo diferença entre as temperaturas quando utilizado um tempo de digestão de 16h. Já era esperado que tempos de digestão maiores teriam maiores eficiências de remoção de matéria orgânica, visto que em uma amostra de esgoto doméstico podem existir compostos que demoram mais para serem degradados, porém, em diversos tratamentos, como por exemplo os tratamentos com 4, 8 e 16h a 60°C, as médias de remoção foram estatisticamente iguais, sugerindo a presença de compostos que demoram mais de 16h para serem digeridos, o que explica a maior porcentagem de remoção quando utilizado o tempo de 24h. De acordo com esses resultados o tratamento

com 24h de digestão a 60 °C foi escolhido, as Figuras 6, 7 e 8 mostram as partículas de PE roxo, PA e PP, respectivamente, antes e depois de submetidas ao tratamento.

Figura 6 – Partículas de PE roxo antes (A) e após (B) passar pelo tratamento com 24h de digestão a 60 °C

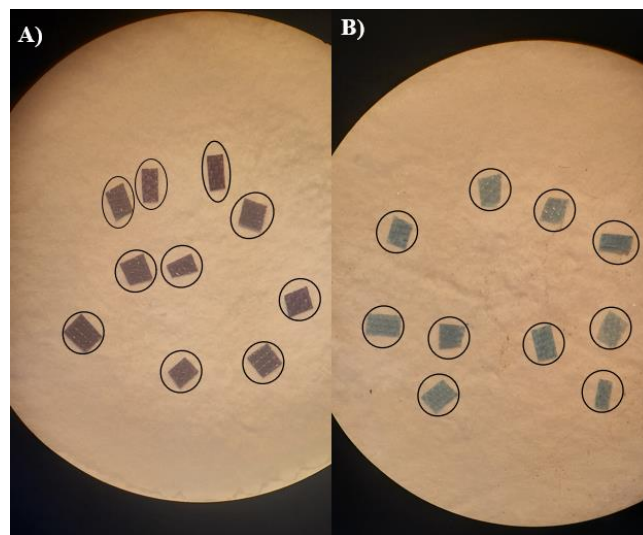


Figura 7 – Partículas de PA antes (A) e após (B) passar pelo tratamento com 24h de digestão a 60 °C

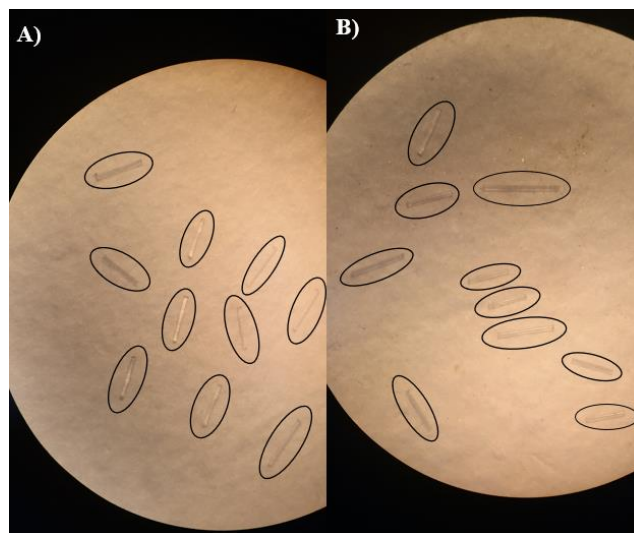
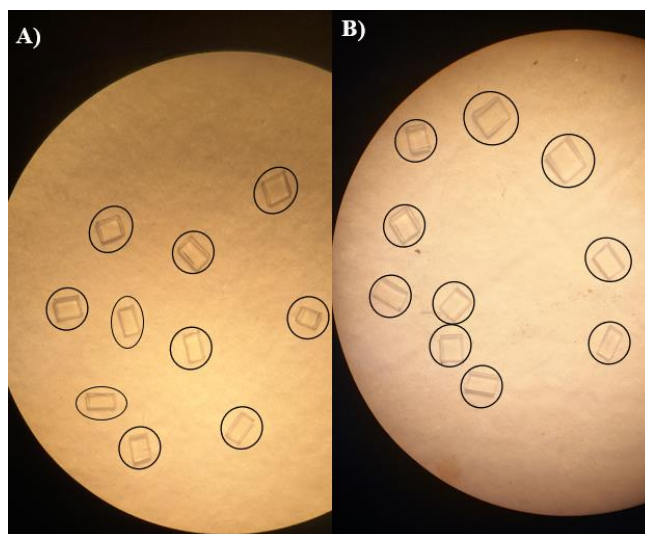


Figura 8 – Partículas de PP antes (A) e após (B) passar pelo tratamento com 24h de digestão a 60 °C



Todas as partículas adicionadas no tratamento foram recuperadas, ou seja, a quantidade de partículas foi igual antes e após o tratamento com H₂O₂ 30% a 60 °C durante 24h. Apesar da mudança de coloração do PE Roxo, Oliveira (2023) mostrou que o tratamento com H₂O₂ 30% não causa danos (além da descoloração) às partículas de microplásticos durante 4h de digestão, enquanto Hurley et al. (2018), com 24h de digestão, também não reportou alterações significativas nas partículas. Além destes, outros estudos já utilizaram tempos de digestão iguais ou ainda maiores dos que os utilizados nesta etapa (SU et al., 2016; LI et al., 2016; SU et al. 2018; WIGGIN, K. J. & HOLLAND, E. B., 2019).

6.2 Contagem das partículas em estereomicroscópio

A Tabela 3 expressa a abundância de partículas suspeitas de serem MP por litro de amostra coletada nos três pontos e nos dois períodos do ano.

Tabela 3 – Média \pm Desvio Padrão da abundância de partículas suspeitas de serem MP nos pontos 1, 2 e 3 nas estações chuvosa e seca *

	Estação chuvosa (part/L)	Estação seca (part/L)
Ponto 1	0,44 \pm 0,22 cA	0,20 \pm 0,05 cB
Ponto 2	1,70 \pm 0,30 bA	2,60 \pm 0,61 bA
Ponto 3	5,40 \pm 0,90 aA	6,78 \pm 2,36 aA

(*) Letras maiúsculas indicam comparações entre colunas, letras minúsculas comparações entre linhas, Ponto 1 = a montante do centro urbano, Ponto 2 = a jusante do centro urbano, Ponto 3 = esgoto doméstico bruto

De acordo com o teste F da ANOVA, houve interação significativa entre os locais de coleta e as estações do ano e o desdobramento da mesma foi realizado (Quadro da análise de variância com dados normalizados na escala logarítmica no Anexo I). Na estação chuvosa, as médias dos pontos 1, 2 e 3 foram estatisticamente diferentes, ou seja, a abundância de partículas suspeitas decresce do ponto 3 para o ponto 1 e o mesmo ocorreu na estação seca, o que confirma o fato de que os esgotos sem tratamento são grandes fontes de inserção destas partículas no ambiente, já que o ponto 2 é um local mais impactado pela ação humana, com maior aporte de esgoto *in natura*.

Não houve diferença estatística entre estações para os pontos 2 e 3, ao contrário do ponto 1, onde a abundância de partículas suspeitas foi maior na estação chuvosa, o que indica um efeito sazonal no ambiente lântico, onde o revolvimento dos sedimentos pela chuva e carreamento de partículas podem ser causas para explicar a maior abundância.

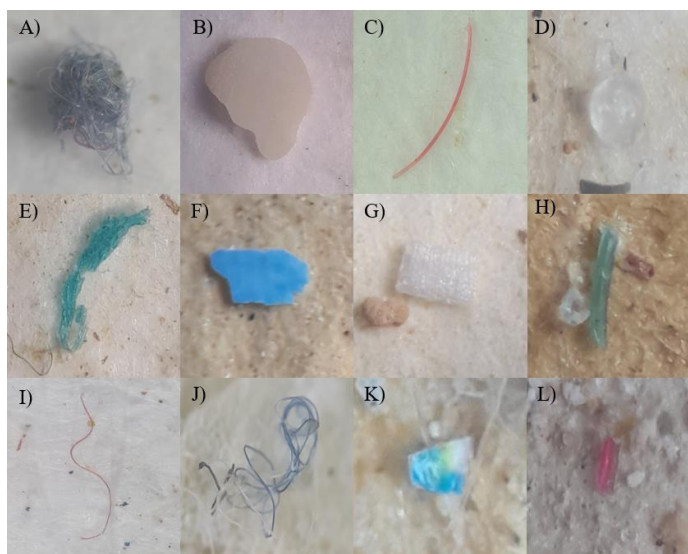
Oliveira (2023) em seus estudos encontrou $0,14 \pm 0,01$ part/L no ponto 1 e $0,46 \pm 0,28$ part/L nas proximidades do ponto 2 no mês de maio, menores do que as encontradas neste estudo em quaisquer condições, isso pode ser explicado por fatores como diferenças de amostragem, critérios diferentes na consideração de partículas suspeitas e as próprias variações referentes às condições climáticas nos dias de coleta, o que indica uma necessidade de maiores campanhas de amostragem, com várias coletas em um mesmo mês e em vários meses do ano.

Efeitos sazonais sobre a abundância de MP foram relatados por LIU et al. (2024), onde a abundância de partículas no período chuvoso ($1646,22 \pm 154,73$ MP/m³) foi 4,7 vezes maior que no período seco ($351,09 \pm 34,2$ MP/m³) em amostras de diversos rios urbanos das cidades da Grande Baía de Guangdong-Hong Kong-Macau.

Castro et al. (2024) não encontrou relação significativa entre a abundância de partículas e a porcentagem de urbanização em tributários da Bacia Hidrográfica da Lagoa da Conceição localizada em Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, com médias de 0,32 part./L em corpos hídricos urbanizados e 0,27 part./L em não urbanizados, porém, mostrou que mais partículas foram encontradas em junho quando comparado com setembro, outubro e novembro, reforçando que os efeitos da urbanização e a sazonalidade sob a quantidade de partículas também podem variar de acordo com a região de interesse.

A concentração de partículas em esgoto doméstico varia muito de estudo para estudo e de acordo com a localidade. Dris et al. (2015) em seu estudo em Paris na França relatou uma quantidade de 260-320 part. /L, enquanto Lee, H. & Kim, Y. (2018) relataram quantidades entre 16,5 - 29,9 part./L em esgotos na entrada de estações de tratamento em diferentes cidades da Coreia, ambas maiores do que as encontradas no presente estudo, o que já era esperado dada a já citada variação e diferentes critérios na definição de partículas suspeitas. A Figura 9 apresenta exemplos de partículas consideradas como suspeitas de serem MP em todos os pontos coletados, com diferentes faixas de tamanhos e em diferentes estações.

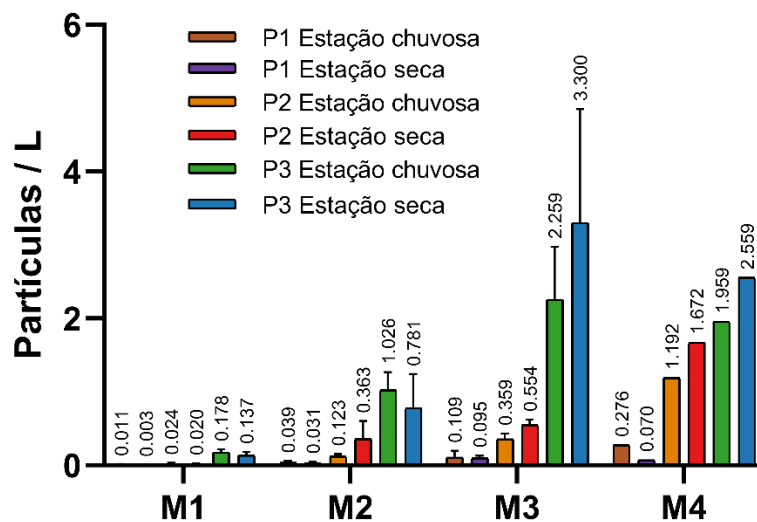
Figura 9 – Exemplos de partículas suspeitas de serem MP em amostras coletadas no RSB, Viçosa



A: P1, 2000 – 5000 μm , estação chuvosa. B: P1, 300 – 2000 μm , estação seca. C: P1, 106 – 300 μm , estação chuvosa. D: P1, 53 – 106 μm , estação seca. E: P2, 2000 – 5000 μm , estação seca. F: P2, 300 – 2000 μm , estação chuvosa. G: P2, 106 – 300 μm , estação seca. H: P2, 53 – 106 μm , estação chuvosa. I: P3, 2000 – 5000 μm , estação chuvosa. J: P3, 300 – 2000 μm , estação chuvosa. K: P3, 106 – 300 μm , estação seca. L: P3, 53 – 106 μm , estação seca. P1 = ponto a montante do centro urbano, P2 = ponto a jusante do centro urbano, P3 = esgoto doméstico bruto

A Figura 10 apresenta a distribuição das partículas suspeitas nas diferentes faixas de tamanhos coletadas.

Figura 10 – Abundância de partículas retidas nas malhas M1, M2, M3 e M4



M1 = 2000 – 5000 μm , M2 = 300 – 2000 μm , M3 = 106 – 300 μm , M4 = 53 – 106 μm

Em geral, quanto menor a malha, maior a abundância de partículas suspeitas, com exceção do P3 que teve as maiores quantidades em M3.

6.3 Identificação das partículas suspeitas

No total, foram gerados 1398 espectros, onde 1057 foram descartados por não apresentarem picos em 2900 cm^{-1} no espectro Raman (característica comum de espectros de MP) e os demais 341 foram tratados e analisados. Destes, 202 foram confirmados como MP e os perfis poliméricos do P1, P2 e P3 são apresentados nas Figuras 11, 12 e 13, respectivamente.

Figura 11 – Perfil dos MP presentes no P1 em ambas as estações

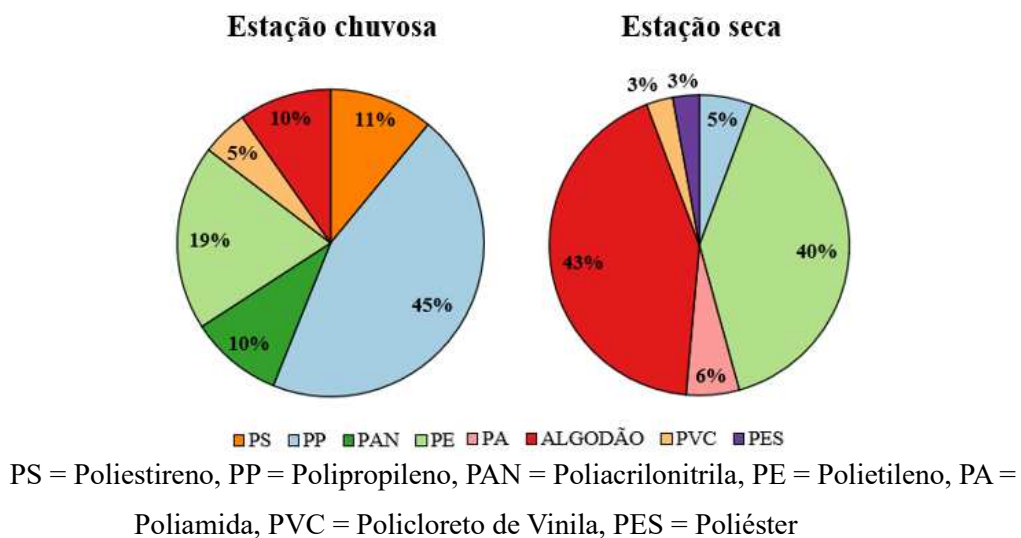


Figura 12 – Perfil dos MP presentes no P2 em ambas as estações

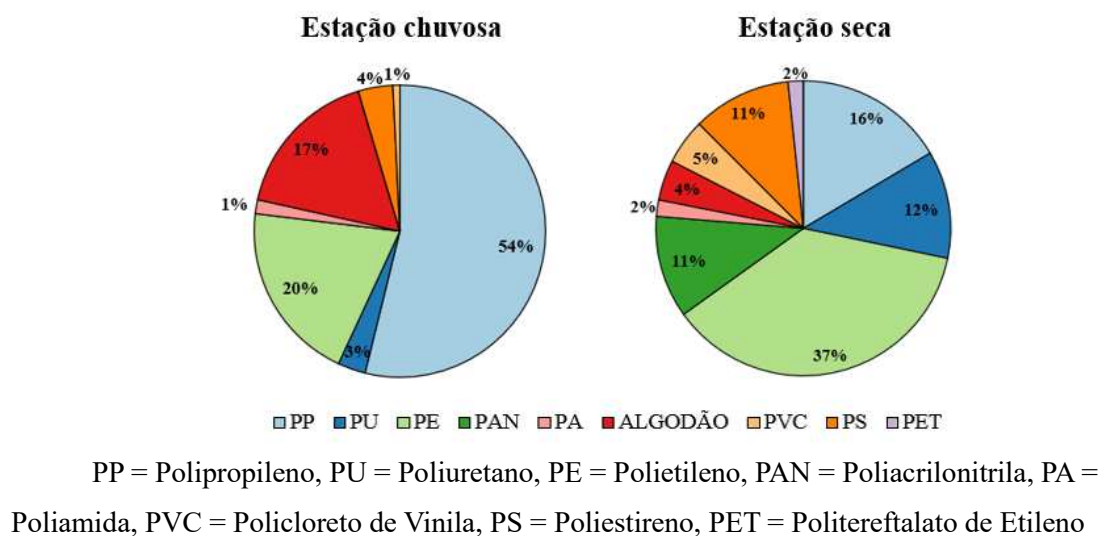
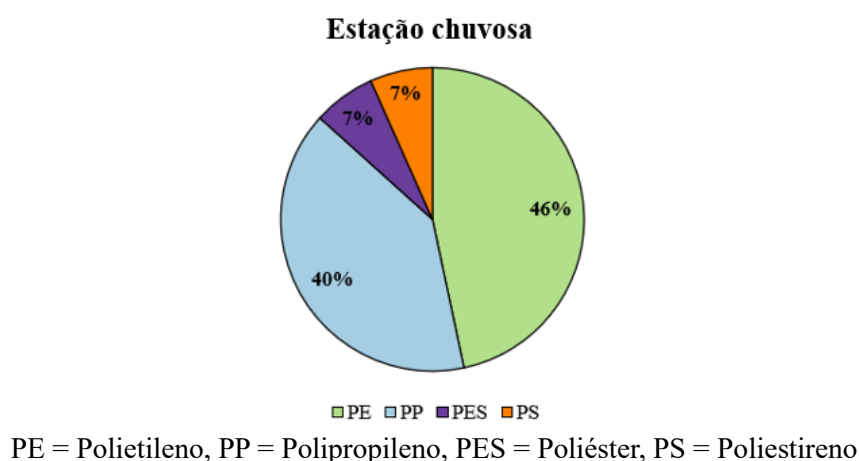


Figura 13 – Perfil dos MP presentes no P3 na estação chuvosa



Em todos os casos, o único polímero natural identificado foi o algodão. Dentre os polímeros sintéticos, polipropileno (PP) e polietileno (PE) ocuparam, juntos, mais de 60% do total de partículas encontradas, mostrando um reflexo do consumo de polímeros no Brasil que, segundo a ABIPLAST (2023), PE (37,8%) e PP (19,7%) foram os mais consumidos daquele ano e ainda, confirmando que o lançamento de esgoto *in natura* tem influência na composição polimérica das partículas do RSB, visto que no P3 as maiores quantidades também foram de PP e PE. Além disso, outros polímeros foram encontrados, como poliácridonitrila (PAN), poliestireno (PS), policloreto de vinila (PVC), poliamida (PA), poliuretano (PU), poliéster (PES) e politereftalato de etileno (PET).

O P2 foi o local com maior diversidade de polímeros, onde 7 tipos diferentes foram encontrados na estação chuvosa e 9 na estação seca. O local com menor diversidade foi o P3, o que pode ser explicado pela baixa quantidade de partículas analisadas, necessitando de um maior volume de análises para melhor entendimento da composição polimérica de partículas em esgoto bruto.

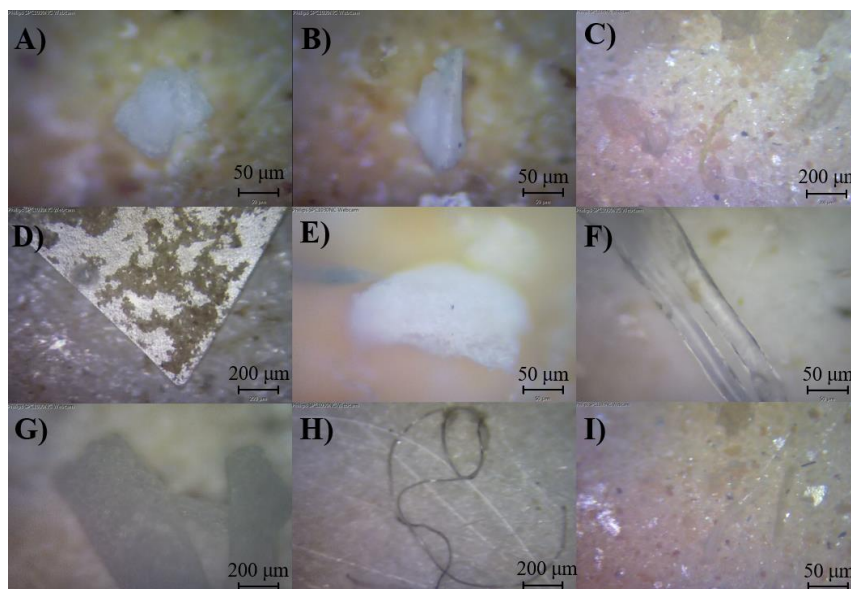
Tran-Nguyen et al. (2024) também encontraram PE e PP como os principais polímeros sintéticos em 7 lagos de Da Nang, no Vietnã, assim como Bertoldi et al. (2021) no Lago Guaíba no Brasil e Zhang et al. (2021), em peixes de água doce do rio Lijiang em Guangxi, sudoeste da China. Porém, a composição polimérica varia muito de acordo com local, época do ano, condições de amostragem e tamanho das partículas, por exemplo, Mahidev et al. (2024) e Olivatto et al. (2024) registraram PET como o polímero sintético mais abundante em diversas amostras coletadas no lago Vellayani, em Kerala no sul da Índia e no rio Atibaia em Campinas, São Paulo, Brasil, respectivamente. Xu et al.

(2024) registrou o PS como o polímero mais abundante em amostras de água do lago Yangcheng, na região nordeste de Suzhou, Província de Jiangsu, China, enquanto Oliveira (2023) em amostras coletadas no mesmo local do P1 deste estudo e nas proximidades do P2 apontou o PES como o principal nos dois pontos.

Em esgotos domésticos, Huang et al. (2023) reportou PE e PP como os principais polímeros no esgoto que entra em uma estação de tratamento em Najing, China. Além disso, outros polímeros foram encontrados, como PES, PET e PS. Yaseen et al. (2022) reuniu dados de 121 estações de tratamento de esgoto em 17 países diferentes e relatou que PE e PP estão entre os polímeros mais recorrentes em esgoto doméstico, além do PS. Resultados que vão de acordo com o encontrado no presente estudo.

A Figura 14 mostra um exemplo de cada polímero sintético encontrado durante as análises e seus respectivos espectros centralizados em 1000 ou 1200 cm^{-1} são apresentados nas Figuras 15 a 23, a Figura 24 mostra os espectros de todos os polímeros sintéticos centralizados em 2900 cm^{-1} .

Figura 14 – Polímeros sintéticos encontrados durante a caracterização das partículas



A: PP, P2, M4, Estação Chuvosa. B: PS, P2, M4, Estação Chuvosa. C: PAN, P2, M3, Estação Seca. D: PE, P2, M1, Estação Seca. E: PVC, P2, M4, Estação Seca. F: PA, P1, M3, Estação Seca. G: PU, P2, M2, Estação Chuvosa. H: PES, P1, M4, Estação Seca. I: PET, P2, M3, Estação Seca.

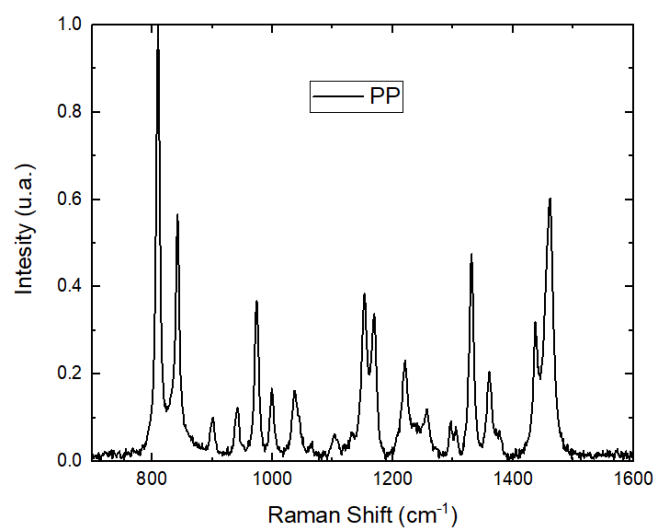
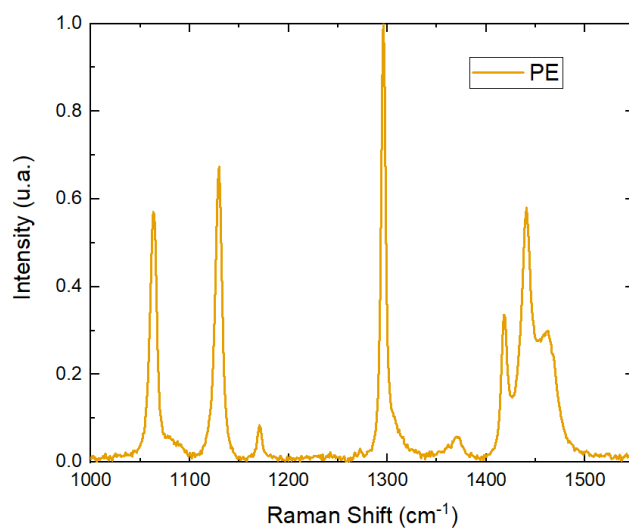
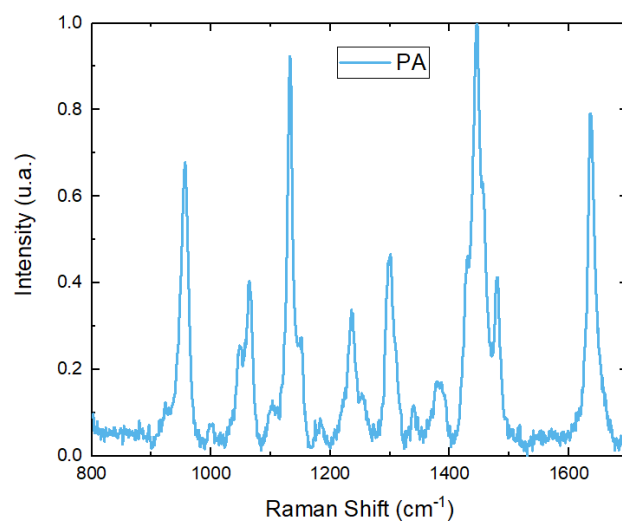
Figura 15 – Espectro Raman do PP na faixa espectral de 700 – 1600 cm^{-1} Figura 16 – Espectro Raman do PE na faixa espectral de 1000 – 1600 cm^{-1} Figura 17 – Espectro Raman do PA na faixa espectral de 800 – 1700 cm^{-1} 

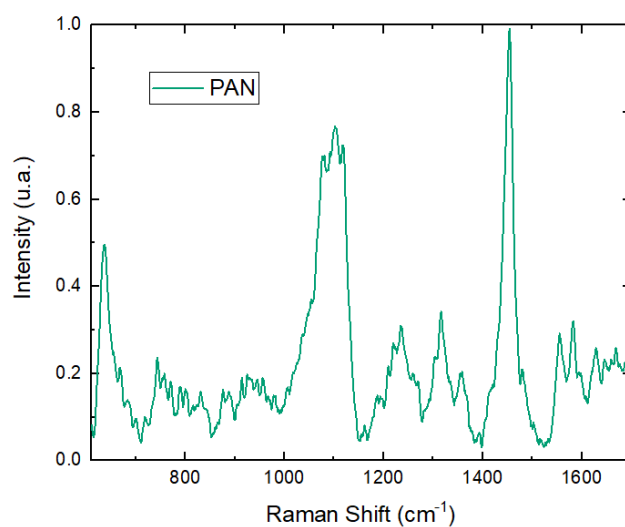
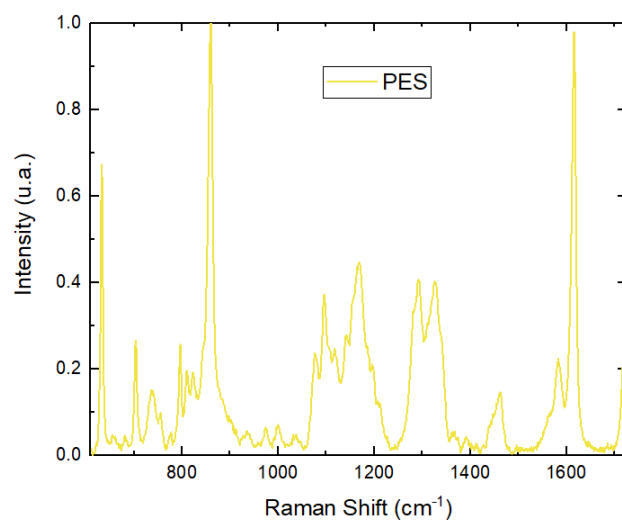
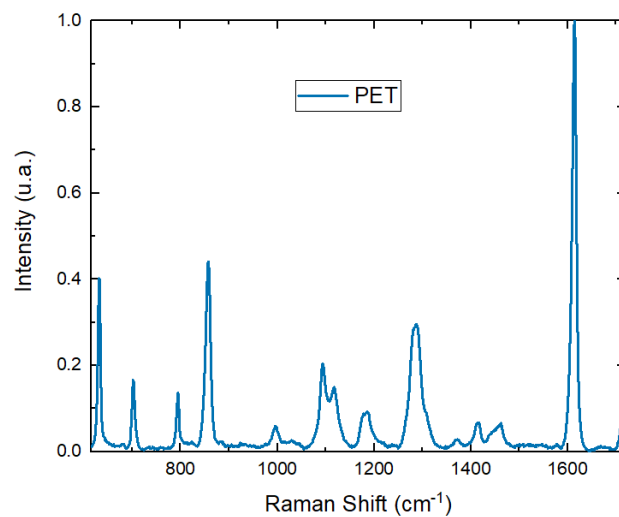
Figura 18 – Espectro Raman do PAN na faixa espectral de 600 – 1700 cm^{-1} Figura 19 – Espectro Raman do PES na faixa espectral de 600 – 1725 cm^{-1} Figura 20 – Espectro Raman do PET na faixa espectral de 600 – 1700 cm^{-1} 

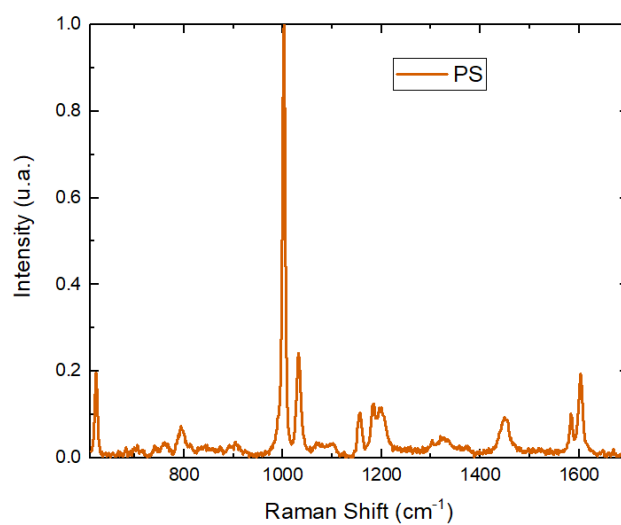
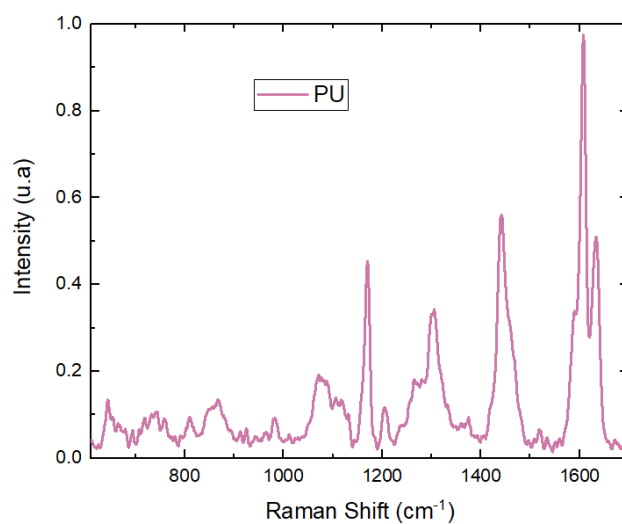
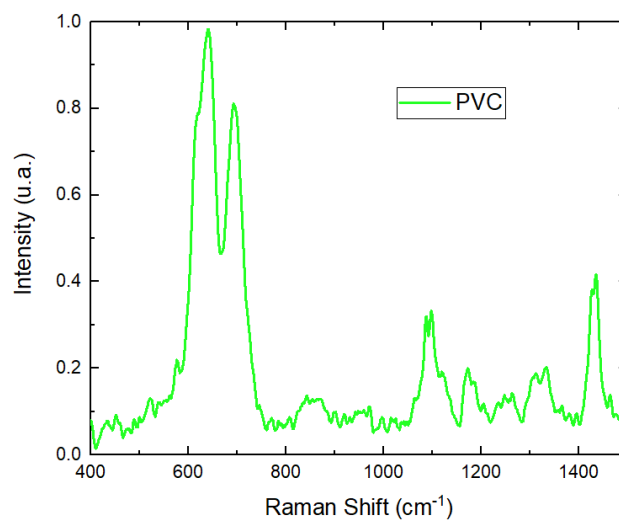
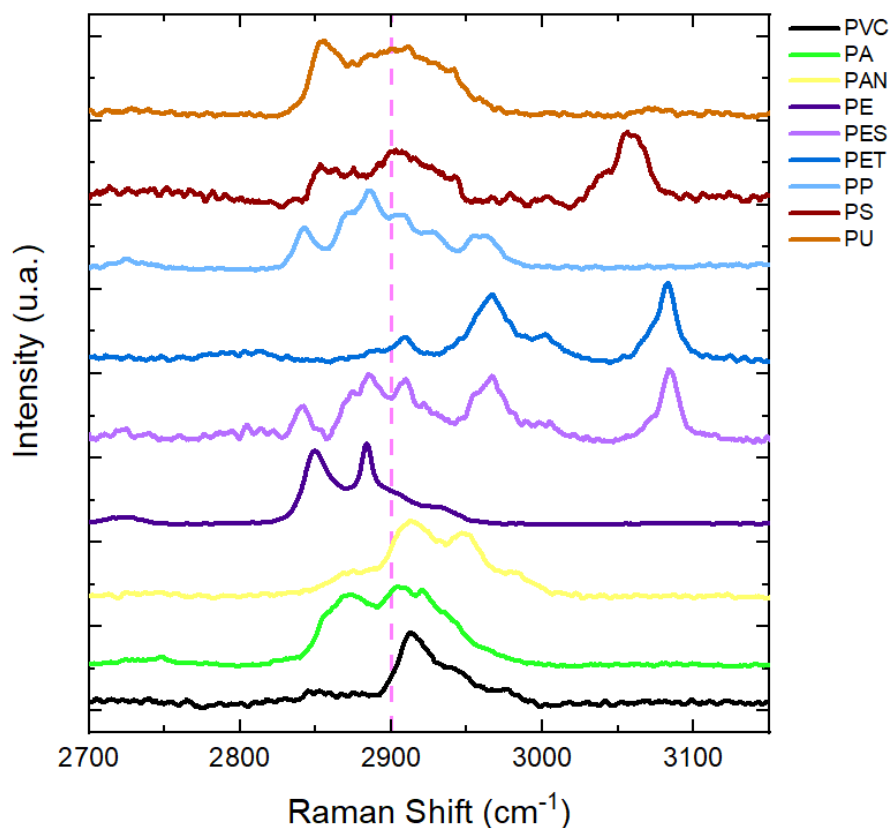
Figura 21 – Espectro Raman do PS na faixa espectral de 600 – 1700 cm^{-1} Figura 22 – Espectro Raman do PU na faixa espectral de 600 – 1700 cm^{-1} Figura 23 – Espectro Raman do PVC na faixa espectral de 400 – 1500 cm^{-1} 

Figura 24 – Espectro Raman de todos os polímeros sintéticos encontrados, na faixa espectral de 2700 – 3150 cm^{-1}



Todos os polímeros encontrados demonstraram uma característica em comum, a presença de picos em 2900 cm^{-1} , que representam o grupamento CH típico de polímeros. Alguns espectros apresentaram muitos ruídos, o que já era de se esperar visto que o ambiente aquático, principalmente quando mais impactado, é muito heterogêneo e, apesar de todos os tratamentos, algumas partículas ainda estavam com manchas em sua superfície ou embebidas a outros compostos. Além disso, a leitura foi realizada diretamente na membrana de vidro, que, juntamente aos outros compostos citados, podem causar interferência, ou seja, o tratamento dos espectros fica mais difícil quando comparado a uma análise de uma partícula pura e completamente isolada de plástico.

A abundância de MP confirmados no P1 foi de 0,185 MP/L na estação chuvosa e 0,05 MP/L na estação seca, no P2 as quantidades foram de 0,27 MP/L e 0,32 MP/L nas estações chuvosa e seca, respectivamente. No P3 a abundância na estação chuvosa foi de 2 MP/L. As porcentagens de partículas suspeitas confirmadas como MP foram 13%, 20%, 15%, 10% e 35%, respectivamente. As quantidades seguiram o padrão das partículas suspeitas, onde o maior registro foi no P3, seguido do P2 e do P1, reforçando mais uma

vez que o descarte de esgoto sem o devido tratamento é um grande contribuinte de MP aos corpos hídricos.

Assim como observado nos estudos com partículas suspeitas de constituírem MP, as quantidades de partículas confirmadas como MP em rios, lagos e esgotos variam muito entre estudos, com os diferentes registros mostrados na Tabela 4.

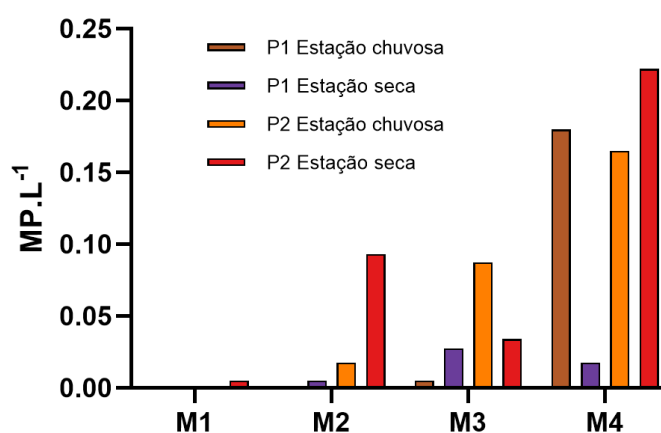
Tabela 4 – Abundância de MP em diferentes ambientes, datas de coleta e locais.

Abundância (MP. L⁻¹)	Ambiente	Data / Estação	Local	Referência
0,003	Lótico	julho, 2023	Samarkand e Navoi, Usbequistão	KHUSANOV et al., 2025
0,01 – 0,2	Lótico	setembro (chuva), 2023	Red River até Golfo de Tonkin, Vietnam	NGUYEN et al., 2024
0,024	Lótico	julho (chuva), 2019	SE Asia	MENDRIK et al., 2025
0,35 – 1,65	Lótico	fevereiro (seca) e julho (chuva), 2022	Cidade de Dongguan	LIU et al., 2024
5,13	Lótico	julho e setembro, 2019	Bacia do rio Yangtze, China	XIA et al., 2024
91,80	Lótico	setembro (Seca), 2023	Surabaya, Indonésia	HARIBOWO et al., 2024
0,13	Lêntico	maio, 2022	Ilha Pantelleria, sul da Itália	PIERDOMENICO et al. 2024
4,5	Lêntico	novembro, 2023	Lagoa Taihu, China	CHEN et al., 2024
20,27–58,80	Lêntico	abril, 2023	Província Sichuan, sudoeste da China	ZHOU et al., 2025
41	Esgoto doméstico	outubro 2020 a setembro 2021	Nanjing, China	HUANG et al., 2023
2,5	Esgoto doméstico	-	Norte da Itália	MAGNI et al., 2019
31400	Esgoto doméstico	-	Coréia do Sul	HIDAYATURRAHMAN & LEE, 2019

No mesmo ribeirão, apenas o estudo de Oliveira (2023) foi encontrado, registrando 0,02 MP/L no P1 e 0,06 MP/L nas proximidades do P2 em coletas realizadas no período de seca no município, onde observa-se diferença na abundância de MP no P2 em relação ao presente estudo, reforçando a grande susceptibilidade a variações dos MP em corpos hídricos.

Com relação ao tamanho dos MP, a distribuição de partículas por faixas de tamanho no P1 e P2 nas duas estações pode ser observada na Figura 33.

Figura 33 – Distribuição de partículas por faixas de tamanho no P1 e no P2 nas estações chuvosa e seca



M1 = 2000 – 5000 μm , M2 = 300 – 2000 μm , M3 = 106 – 300 μm , M4 = 53 – 106 μm

As maiores quantidades no P1, em termos de MP/L, ficaram na faixa de 53 μm – 106 μm (M4) na estação chuvosa e o mesmo para o P2 independente da estação. Apenas o P2 na estação seca apresentou partículas com tamanhos entre 2 e 5 mm com menos de 0,01 MP/L, indicando que, no município de Viçosa, maior atenção deve ser dada às partículas com tamanhos menores que 2 mm. A distribuição dos MP por faixa de tamanho seguiu o mesmo padrão das partículas suspeitas, onde o P1 também teve maior abundância na M4, estação chuvosa e o P2 na M4 independente da estação. Oliveira (2023) encontrou maior abundância de partículas em M2 e M3 tanto para o P1 quanto para o P2 em análises realizadas na estação seca.

6.4 Toxicidade aguda em *Daphnia similis*

Nos testes de toxicidade aguda, em todos os tratamentos utilizados, os polímeros escolhidos (PE e PP) não apresentaram toxicidade aguda para os microcrustáceos e não houve ingestão das partículas pelos mesmos, fato que pode ser explicado pelo tamanho

das partículas utilizadas, sugerindo estudos com partículas menores. Castro et al. (2023) verificou ingestão de partículas de PET por *D. similis* após 48h de exposição, porém, sem efeitos tóxicos agudos e com ingestão das partículas em quantidades na casa de 10^5 MP/L e tamanhos entre $1,2 \mu\text{m}$ e $53 \mu\text{m}$. Horton et al. (2018) utilizando partículas de PS com tamanhos de $1 \mu\text{m}$ também não encontrou efeitos tóxicos agudos em *Daphnia magna*, mesmo com quantidades de 300.000 MP/mL , assim como Kokalj et al. (2022) utilizando partículas de PP com tamanhos de $55,6 \pm 28,5 \mu\text{m}$, sem efeitos tóxicos agudos e sem ingestão, apenas com partículas aderidas externamente ao corpo dos organismos. Por outro lado, Na et al. (2023) utilizando fragmentos de PE com tamanhos de $41,88 \pm 5,71 \mu\text{m}$ encontrou uma concentração que causa efeito tóxico a 50% dos organismos teste (CE_{50}) de $3,89 \text{ mg/L}$. Não foram encontrados estudos com partículas maiores que $200 \mu\text{m}$, que, apesar de não serem ingeridas por microcrustáceos podem trazer poluentes aderidos à sua superfície (XIANG et al., 2022). Assim, grande parte dos estudos focou em partículas ingeríveis e mesmo assim alguns deles não reportaram efeitos agudos tóxicos, inclusive em quantidades muito maiores que as utilizadas neste estudo, indicando que a abundância de MP encontrada no RSB não oferece risco agudo para *D. similis*.

6.5 Toxicidade crônica em *Daphnia similis*

As Figura 34 e 35 mostram a relação do número de nascidos vivos por *D. similis* no controle e em cada um dos tratamentos utilizados e a média de idade na primeira reprodução, respectivamente.

Figura 34 – Média de neonatos por organismo de *D. similis* nos diferentes tratamentos utilizados no ensaio

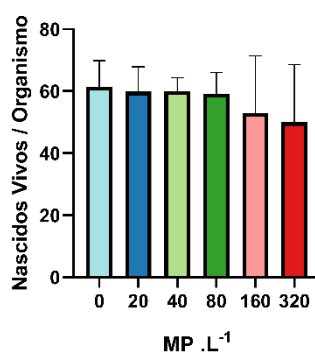
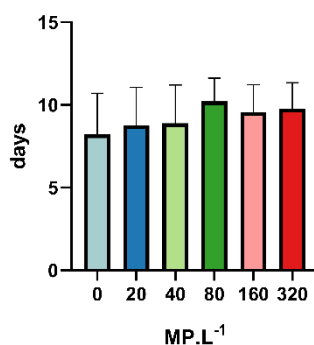


Figura 35 – Média de idade na primeira reprodução



Não houve diferença significativa no número de nascidos vivos e do aumento da idade da primeira reprodução entre os tratamentos, ou seja, mesmo as mais altas quantidades utilizadas não causaram efeito na reprodução dos microcrustáceos e assim, não foi possível determinar uma CE50. Não foram encontrados estudos que utilizam os MP na faixa de tamanhos deste estudo, porém, estudos que utilizam polímeros menores relatam efeitos significativos utilizando quantidades acima de 10^5 part./L (CASTRO et al., 2023; AN et al., 2021), bem maiores que as encontradas nos dois pontos de coleta.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De acordo com este estudo, verificou-se que a remoção de matéria orgânica foi mais eficiente em maiores temperaturas com maiores tempos de digestão. Os tratamentos utilizados não causaram perda nas partículas poliméricas.

Além disso, foi possível realçar que quanto maior a densidade urbana, mais alta foi a abundância de partículas no RSB. As variações sazonais podem, mas não necessariamente afetam a abundância dos MP.

Os principais polímeros encontrados foram PE e PP e as maiores diversidades dos mesmos ocorreram no P2, porém, poucas partículas do P3 foram analisadas em relação ao P2. Em geral, quanto menor o tamanho das malhas, maior foi a abundância de partículas em termos de MP / L.

As quantidades de MP encontradas no RSB não causam efeitos agudos ou crônicos em *Daphnia similis*, seja na mortalidade ou reprodução. Nos tamanhos utilizados não houve ingestão das partículas pelos microcrustáceos.

Alguns desafios foram encontrados durante a realização da pesquisa, sendo eles: (1) ausência de espaço para armazenamento das amostras, (2) dificuldade de acesso aos pontos de coleta no Ribeirão, (3) alta demanda dos equipamentos utilizados para analisar os MP, associada ao curto período de tempo da pesquisa, (4) falta de padronização e metodologias definidas na literatura científica para coleta, extração e identificação das partículas, (5) ausência de equipamentos capazes de processar e moer microplásticos em tamanhos menores para ensaios de toxicidade, (6) a metodologia pode subestimar a quantidade de microplásticos nos pontos de coleta devido a perdas.

Assim, algumas sugestões de melhorias e ideias de pesquisas futuras são apresentadas a seguir: (1) otimização do espaço laboratorial para processamento de microplásticos em específico, (2) otimização da coleta, possibilitando maiores campanhas de amostragem, em mais pontos do ribeirão e em todos os meses do ano, possibilitando, por exemplo, comparações entre as quatro estações do ano (primavera, outono, inverno, verão), (3) utilização de sais mais densos na separação por densidade, como por exemplo iodeto de sódio (NaI), (4) testes mais complexos de toxicidade, misturando diferentes tipos de polímeros entre si e com outros poluentes, utilizando de preferência partículas com tamanhos entre 50 μm e 106 μm .

8 REFERÊNCIAS

- ABIPLAST - Associação Brasileira da Indústria do Plástico. **Perfil 2023**. Disponível em: <<https://www.abiplast.org.br/publicacoes/>>. Acesso em: 01 mar. 2025
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12713/2022**. Ecotoxicologia aquática-Toxicidade aguda-Método de ensaio com *Daphnia* spp (Crustacea, Cladocera). Rio de Janeiro, 26 jan. 2022.
- AN, D.; NA, J.; SONG, J.; JUNG, J. Size-dependent chronic toxicity of fragmented polyethylene microplastics to *Daphnia magna*. **Chemosphere**, v.271, may. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129591>
- ABRAFAS - Associação Brasileira de Produtos de Fibras Artificiais e Sintéticas. **Estatísticas Anuais**. Disponível em: <<https://www.abrafas.org.br/estatisticas-anuais>>. Acesso em: 1 mar. 2025
- BAI, X.; SHOAIB, N.; PAN, Z.; PAN, K.; SUN, X.; WU, X.; ZHANG, L. Occurrence characteristics and ecological impact of agricultural soil microplastics in the Qinghai Tibetan Plateau, China. **Journal of Hazardous Materials**, v. 480, 5 dez. 2024.
- BERGMANN, M.; MÜTZEL, S.; PRIMPKE, S.; TEKMAN, M.; TRACHSEL, J.; GERDTS, G. White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. **Science Advances** [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.science.org>>.
- BERTOLDI, C.; LARA, L. Z.; MIZUSHIMA, F. A. L.; MARTINS, F. C. G.; BATTISTI, M. A.; HINRICHS, R.; FERNANDES, A. N. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 759, 10 mar. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143503>
- BRETAS ALVIM, C.; BES-PIÁ, M. A.; MENDOZA-ROCA, J. A. Separation and identification of microplastics from primary and secondary effluents and activated sludge from wastewater treatment plants. **Chemical Engineering Journal**, v. 402, 15 dez. 2020.
- CASTRO, D. G.; DESTRO, A. L. F.; COIMBRA, E. C. L.; SILVA, A. L. L.; MOUNTEER, A. H. Effects of PET microplastics on the freshwater crustacean

- Daphnia similis* Claus, 1976. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 35, ed. 6, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X4422>
- CASTRO, D. G.; SILVA, A. L. L.; LOPES, M. N.; FREIRE, A. S.; LEITE, N. K. Effect of urbanization and water quality on microplastic distribution in Conceição Lagoon watershed, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, 2024, p. 28870-28889. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33029-y>
- CHEN, L.; ZHOU, S.; SU, B.; QIU, Y.; LI, Y. Microplastic pollution in Taihu Lake: Spatial distribution from the lake inlet to the lake centre and vertical stratification in the water column. **Environmental Pollution**, v. 363, 15 dez. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125102>
- CHENG, S.; JESSICA; YOSHIKAWA, K.; CRUZ, J.S. Effects of nano/microplastics on the growth and reproduction of the microalgae, bacteria, fungi, and *Daphnia magna* in the microcosms. **Environmental Technology and Innovation**, v. 31, 1 ago. 2023.
- DE GOIS, G.; DA SILVA, S. S.; TERASSI, P. M. B.; GOBO, J. P. A.; SOBRAL, B. S.; JÚNIOR, D. S. C.; FREITAS, W. K.; NETO, G. C.; SILVA, B. K. N. A influência do fenômeno El Niño-Oscilação Sul (ENOS) no índice de anomalia de chuvas do município de Viçosa (MG). **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 33, p. 278–311, 15 set. 2023.
- DRIS, R.; GASPERI, J.; ROCHER, V.; SAAD, M.; RENAULT, N.; TASSIN, B. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. **Environmental Chemistry**, 12(5), p. 592-599, 21 jul. 2015.
- DU, S.; ZHU, R.; CAI, Y.; XU, N.; YAP, P.; ZHANG, Y.; HE, Y.; ZHANG, Y. Environmental fate and impacts of microplastics in aquatic ecosystems: A review. **Royal Society of Chemistry**, 18 abr. 2021.
- ELIZALDE-VELÁZQUEZ, G. A.; GÓMEZ-OLIVÁN, L. M. Microplastics in aquatic environments: A review on occurrence, distribution, toxic effects, and implications for human health. **Science of the Total Environment**, 1 ago. 2021.
- GAO, S.; WU, Q.; PENG, M.; ZENG, J.; JIANG, T.; RUAN, Y.; XU, L.; GUO, K. Rapid urbanization affects microplastic communities in lake sediments: A case study of Lake

- Aha in southwest China. **Journal of Environmental Management**, v. 338, 15 jul. 2023a.
- GAO, Z.; CHEN, L.; CIZDZIEL, J.; HUANG, Y. Research progress on microplastics in wastewater treatment plants: A holistic review. **Journal of Environmental Management**, 1 jan. 2023b.
- GHAYEBZADEH, M.; TAGHIPOUR, H.; ASLANI, H.; HOSEINI, G.; FARAHANI, V. Abundance and distribution of mesoplastics in the sediment of the southern coast of the Caspian Sea. **Regional Studies in Marine Science**, v. 57, 1 jan. 2023.
- HAJJI, S.; BEN-HADDAD, M.; ABELOUAH, M. R.; DE-LA-TORRE, G. E.; ALLA, A. A. Occurrence, characteristics, and removal of microplastics in wastewater treatment plants located on the Moroccan Atlantic: The case of Agadir metropolis. **Science of the Total Environment**, v. 862, 1 mar. 2023.
- HARIBOWO, R.; PUTRA, R. A. W.; SHIDDIK, M. J.; ANGGANI, T. P.; RIFDAH, R.; WAHYUNI, S.; YULIANI, E.; FADHILAH, A. Assessment of the water quality pollution index and ecological risk of microplastic pollution along the Tambakoso River in Surabaya, Indonesia. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 267, nov. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104457>
- HIDAYATURRAHMAN, H.; LEE, TAE-GWAN. A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, set. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.071>
- HORTON, A. A.; VIJVER, M. G.; LAHIVE, E.; SPURGEON, D. J.; SVENDSEN, C.; HEUTINK, R.; BODEGOM, P. M. V.; BAAS, J. Acute toxicity of organic pesticides to *Daphnia magna* is unchanged by co-exposure to polystyrene microplastics. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 166, dez. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.052>
- HUANG, J.; TUO, J.; WANG, L.; LIU, J. Abundance, characteristics and seasonal variation of microplastics in a domestic sewage treatment plant in Nanjing, China. **Journal of Water Process Engineering**, v. 55, out. 2023.

- HUANG, W.; SONG, B.; LIANG, J.; NIU, Q.; ZENG, G.; SHEN, M.; DENG, J.; LUO, Y.; WEN, X.; ZHANG, Y. Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. **Journal of Hazardous Materials**, v. 405, 5 mar. 2021.
- HURLEY, R. R.; LUSHER, A. L.; OLSEN, M.; NIZZETTO, L. Validation of a Method for Extracting Microplastics from Complex, Organic-Rich, Environmental Matrices. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 13, p. 7409–7417, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01517>
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades e Estados. Viçosa: IBGE, 2022.
- IDRIS, S. N.; AMELIA, T. S. M.; BHUBALAN, K.; LAZIM, A. M. M.; ZAKWAN, N. A. M. A.; JAMALUDDIN, M. I.; SANTHANAM, R.; AMIRUL, AL-A. A.; VIGNESWARI, S.; RAMAKRISHNA, S. The degradation of single-use plastics and commercially viable bioplastics in the environment: A review. **Environmental Research**. Academic Press Inc., v. 231, 15 ago. 2023.
- JAHANDARI, A. Microplastics in the urban atmosphere: Sources, occurrences, distribution, and potential health implications. **Journal of Hazardous Materials Advances**, v. 12, 1 nov. 2023.
- JAIN, R.; GAUR, A.; SURAVAJHALA, R.; CHAUHAN, U.; PANT, M.; TRIPATHI, V.; PANT, G. Microplastic pollution: Understanding microbial degradation and strategies for pollutant reduction. **Science of the Total Environment**, v. 905, 20 dez. 2023.
- KHUSANOV, A.; SABIROV, O.; FRANK, Y.; VOROBEEV, D.; VOROBEEV, E.; RAKHMATULLINA, S.; TASHBAEV, S.; MAMATKARIMOVA, S.; YAKHYOYEV, A.; JURAEV, M.; ISAKOV, I.; KARIMJONOV, D.; ZOKIROV, I. ABDULLAEV, I. Microplastic pollution of the Zrafshan river tributary in Samarkand and Navoi regions of the Republic of Uzbekistan. **Green Analytical Chemistry**, v. 12, mar. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.greeac.2024.100200>
- KOKALJ, A. J.; DOLAR, A.; DROBNE, D.; MARINŠEK, M.; DOLENEC, M.; ŠKRLEP, L.; STRMLJAN, G.; MUŠIČ, B.; ŠKAPIN, A. S. Environmental hazard of polypropylene microplastics from disposable medical masks: acute toxicity towards

- Daphnia magna* and current knowledge on other polypropylene microplastics. **Microplastics and Nanoplastics**, 2, 4 jan. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1186/s43591-021-00020-0>
- KYRIAKOUCES, G.; TURNER, A. Suspended and deposited microplastics in the coastal atmosphere of southwest England. **Chemosphere**, v. 343, 1 dez. 2023.
- LEE, H.; KIM, Y. Treatment characteristics of microplastics at biological sewage treatment facilities in Korea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 137, dez. 2018, p. 1-8.
- LI, J.; QU, X.; SU, L.; ZHANG, W.; YANG, D.; KOLANDHASAMY, P.; LI, D.; SHI, H. Microplastics in mussels along the coastal waters of China. **Environmental Pollution**, v. 214, jul. 2016, p. 177-184.
- LI, Y.; LU, Q.; YANG, J.; XING, Y.; LING, W.; LIU, K.; YANG, Q.; MA, H.; PEI, Z.; WU, T.; GUO, H.; GAO, Z.; ZHAO, L.; SUN, J.; YANG, F.; TANG, X.; LI, X.; ZHAO, D. The fate of microplastic pollution in the Changjiang River estuary: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 425, p. 138970, set. 2023a.
- LI, Y.; WU, M.; LI, H.; XUE, H.; TAO, J.; LI, M.; WANG, F.; LI, Y.; WANG, J.; LI, S. Current advances in microplastic contamination in aquatic sediment: Analytical methods, global occurrence, and effects on elemental cycling. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 168, p. 117331, nov. 2023b.
- LIU, W.; LI, S.; ZHOU, Y.; CAI, Y.; LIU, C.; YANG, Z. Characteristics, drivers and ecological risk assessment of microplastics in the surface water of urban rivers in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area cities - A case study of Dongguan city. **Environmental Pollution**, v. 362, 1 dez. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125024>
- LOKESH, P.; SHOBICA, R.; OMER, S. N.; REDDY, M.; SARAVANAN, P.; RAJESHKANNAN, R.; SARAVANAN, V.; VENKATKUMAR, S. Bioremediation of plastics by the help of microbial tool: A way for control of plastic pollution. **Sustainable Chemistry for the Environment**, v. 3, p. 100027, set. 2023.
- MAGNI, S.; BINELLI, A.; PITTURA, L.; AVIO, C. G.; TORRE, C. D.; PARENTI, C. C.; GORBI, S.; REGOLI, F. The fate of microplastics in an Italian Wastewater

- Treatment Plant. **Science of The Total Environment**, v. 652, 20 fev. 2019, p. 602-610.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.269>
- MAHIDEV, R. S.; ARAVIND, G. H.; SANDEEP, K.; ARYA, S.; SANTOSH, M.; SHAJI, E. Microplastics in freshwater lakes: A case study from Southern India. **Geosystems and Geoenvironment**, v. 2, issue 4, nov. 2024.
- MEHINTO, A. C.; COFFIN, S.; KOELMANS, A. A.; BRANDER, S. M.; WAGNER, M.; HAMPTON, L. M. T.; BURTON JR, A. G.; MILLER, E.; GOUIN, T.; WEISBERG, S. B.; ROCHMAN, C. M. Risk-based management framework for microplastics in aquatic ecosystems. **Microplastics and Nanoplastics**, v. 2, n. 1, 23 jun. 2022.
- MENDRIK, F.; HACKNEY, C. R.; CUMMING, V. M.; WALLER, C.; HAK, D.; DORRELL, R.; HUNG, N.N.; PARSONS, D. R. The transport and vertical distribution of microplastics in the Mekong River, SE Asia. **Journal of Hazardous Materials**, v. 484, 15 fev. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136762>
- MONTAGNER, C. C.; DIAS, M. A.; PAIVA, E. M.; VIDAL, C. Microplastics: environmental occurrence and analytical challenges. **Quimica Nova**, Sociedade Brasileira de Quimica, vol. 44, No. 10, set. 2021.
- MUNIZ, G. L. Qualidade da água do Ribeirão São Bartolomeu avaliada pelo índice de qualidade da água em ponto de captação para abastecimento no período seco. **Holos**, v. 7, p. 1–19, 29 dez. 2019.
- NA, J.; SONG, J.; JUNG, J. Elevated temperature enhanced lethal and sublethal acute toxicity of polyethylene microplastic fragments in *Daphnia magna*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 102, set. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2023.104212>
- NAN, B.; SU, L.; KELLAR, C.; CRAIG, N. J.; KEOUGH, M. J.; PETTIGROVE, V. Identification of microplastics in surface water and Australian freshwater shrimp *Paratya australiensis* in Victoria, Australia. **Environmental Pollution**, v. 259, 1 abr. 2020.
- NGUYEN, T. T.; BUI, V. H.; LEBARILLIER, S.; VU, T. K.; CHUNG, P. W.; FAUVELLE, V.; MALLERET, L. Spatial and seasonal abundance and characteristics of microplastics along the Red River to the Gulf of Tonkin, Vietnam.

Science of the Total Environment, v. 957, 20 dez. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177778>

OLIVATTO, G. P.; ANDO, R. A.; FERNANDES, R. F.; LOURENÇO, A. L. A.; DE SOUZA, A. J.; TORNISIELO, V. L. Temporal and spatial distribution of microplastics in the freshwater Atibaia river basin, Campinas-SP, Brazil. **Heliyon**, v. 10, issue 23, 15 dez. 2024.

OLIVEIRA, A. C. de P. **Avaliação de protocolos de digestão química para a caracterização de microplásticos no ribeirão São Bartolomeu, Viçosa - MG**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2023.

OLUWOYE, I.; MACHUCA, L. L.; HIGGINS, S.; SUH, S.; GALLOWAY, T. S.; HALLEY, P.; TANAKA, S.; IANNUZZI, M. Degradation and lifetime prediction of plastics in subsea and offshore infrastructures. **Science of the Total Environment**, Elsevier B.V., vol. 904, 15 dez. 2023.

ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO – OCDE, 2012. Test No. 211: Daphnia magna Reproduction Test, Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. Paris: OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264185203-en>

OSWALD, S. B.; RAGAS, M. J.; SCHOOR, M. M.; COLLAS, F. P. L. Quantification and characterization of macro- and mesoplastic items in the water column of the river Waal. **Science of the Total Environment**, v. 877, 15 jun. 2023.

PASTORINO, P.; ANSELMINI, S.; ESPOSITO, G.; BERTOLI, M.; PIZZUL, E.; BARCELÓ, D.; ELIA, A. C.; DONDO, A.; PREARO, M.; RENZI, M. Microplastics in biotic and abiotic compartments of high-mountain lakes from Alps. **Ecological Indicators**, v. 150, 1 jun. 2023.

PEI, W.; HU, R.; LIU, H.; WANG, L.; LAI, Y. Advanced Raman spectroscopy for nanoplastics analysis: Progress and perspective. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, vol.166, 1 set. 2023.

PIERDOMENICO, M.; MORGANA, S.; CHIOCCI, F. L. First report of microplastics in water and sediments of the alkaline Bagno dell'Acqua Lake (Pantelleria Island,

southern Italy). **Environmental Pollution**, v. 362, 1 dez. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124962>

PLASTICS EUROPE. **Plastics - the Facts 2022**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022-2/>. Acesso em: 20 set. 2023.

RAHMANI, A.; BOROOJERDI, M. N.; SEID-MOHAMMADI, A.; SHABANLOO, A.; ZABIHOLLAHI, S.; ZAFARI, D. Abundance and characteristics of microplastics in different zones of waste landfill site: A case study of Hamadan, Iran. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, p. 100494, set. 2023a.

RAHMANI, A.; BOROOJERDI, M. N.; SEID-MOHAMMADI, A.; SHABANLOO, A.; ZABIHOLLAHI, S.; ZAFARI, D. Abundance and characteristics of microplastics in different zones of waste landfill site: A case study of Hamadan, Iran. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 8, p. 100494, dez. 2023b.

RAI, M.; PANT, G.; PANT, K.; ALOO, B. N.; KUMAR, G.; SINGH, H. B.; TRIPATHI, V. Microplastic pollution in terrestrial ecosystems and its interaction with other soil pollutants: A potential threat to soil ecosystem sustainability. **Resources**, MDPI, vol. 12, ed. 6, 1 jun. 2023.

RAJU, M.; GANDHIMATHI, R.; NIDHEESH, P. V. The cause, fate and effect of microplastics in freshwater ecosystem: Ways to overcome the challenge. **Journal of Water Process Engineering**, vol. 55, 1 out. 2023.

SHI, H.; FRIAS, J.; SAYED, A. EL-D. H.; DE-LA-TORRE, G. E.; JONG, MUI-C.; UDDIN, S. A.; RAJARAM, R.; CHAVANICH, S.; NAJII, A.; FERNÁNDEZ-SEVERINI, M. D.; IBRAHIM, Y. S.; SU, L. Small plastic fragments: A bridge between large plastic debris and micro- & nano-plastics. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, vol. 168, p. 117308, set. 2023.

SODRÉ, F. F.; AROWOJOLO, I. M.; CANELA, M. C.; FERREIRA, R. S.; FERNANDES, A. N.; MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; DIAS, M. A.; ABATE, G.; da SILVA, L.C.; GRASSI, M. T.; BERTOLDI, C.; FADINI, P. S.; URBAN, R. C.; FERRAZ, G. M.; SCHIO, N. S.; WALDMAN, W. R. How natural and anthropogenic

- factors should drive microplastic behavior and fate: The scenario of Brazilian urban freshwater. **Chemosphere**, v. 340, 1 nov. 2023.
- SOL, D.; LACA, A.; LACA, A.; DÍAZ, M. Approaching the environmental problem of microplastics: Importance of WWTP treatments. **Science of the Total Environment**, vol. 740, 20 out. 2020.
- SU, L.; XUE, Y.; LI, L.; YANG, D.; KOLANDHASAMY, P.; LI, D.; SHI, H. Microplastics in Taihu Lake, China. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 711–719, 2016.
- SU, L.; CAI, H.; KOLANDHASAMY, P.; WU, C.; ROCHMAN, C. M.; SHI, H. Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 234, mar. 2018, p. 347–355.
- SUARIA, G.; ACHTYPI, A.; PEROLD, V.; LEE, J. R.; PIERUCCI, A.; BORNMAN, T. G.; ALIANI, S.; RYAN, P. G. Microfibers in oceanic surface waters: A global characterization. **Sci. Adv**, vol. 6, ed. 23, jun. 2020.
- SUN, J.; DAI, X.; WANG, Q.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; NI, BING-JIE. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. **Water Research**, v.152, p. 21-37, 1 abr. 2019.
- SYAFINA, P. R.; YUDISON, A. P.; SEMBIRING, E.; IRSYAD, M.; TOMO, H. S.; Identification of fibrous suspended atmospheric microplastics in Bandung Metropolitan Area, Indonesia. **Chemosphere**, v. 308, 1 dez. 2022.
- SZEWC, K.; GRACA, B.; DOŁĘGA, A. Atmospheric deposition of microplastics in the coastal zone: Characteristics and relationship with meteorological factors. **Science of the Total Environment**, v. 761, 20 mar. 2021.
- TALBOT, R.; GRANEK, E.; CHANG, H.; WOOD, R.; BRANDER, S. Spatial and temporal variations of microplastic concentrations in Portland's freshwater ecosystems. **Science of the Total Environment**, v. 833, 10 ago. 2022.
- TIWARI, R.; AZAD, N.; DUTTA, D.; YADAV, B. R.; KUMAR, S. A critical review and future perspective of plastic waste recycling. **Science of the Total Environment**, vol. 881, 10 jul. 2023.

- TRAN-NGUYEN, Q. A.; LE, T. M.; NGUYEN, H. N. Y.; NGUYEN, Q. T.; TRINH-DANG, M. Microplastics in the surface water of urban lakes in central Vietnam: Pollution level, characteristics, and ecological risk assessment. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v.9, jun. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100622>
- VERMAIRE, J. C.; POMEROY, C.; HERCZEGH, S. M.; HAGGART, O.; MURPHY, M. Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. **FACETS**, v. 2, n. 1, p. 301–314, 1 maio 2017.
- WAGNER, M.; LAMBERT, S. **Freshwater Microplastics The Handbook of Environmental Chemistry**. [s.l: s.n.].
- WANG, J.; DONG, J.; TANG, M.; YAO, J.; LI, X.; KONG, D.; ZHAO, K. Identification and detection of microplastic particles in marine environment by using improved faster R-CNN model. **Journal of Environmental Management**, v. 345, 1 nov. 2023.
- WIGGIN, K. J.; HOLLAND, E. B. Validation and application of cost and time effective methods for the detection of 3–500 µm sized microplastics in the urban marine and estuarine environments surrounding Long Beach, California. **Marine Pollution Bulletin**, v. 143, jun. 2019, p. 152-162.
- WU, J.; YE, Q.; SUN, L.; LIU, J.; HUANG, M.; WANG, T.; WU, P.; ZHU, N. Impact of persistent rain on microplastics distribution and plastisphere community: A field study in the Pearl River, China. **Science of the Total Environment**, v. 879, 25 jun. 2023.
- XIA, F.; YAO, Q.; ZHANG, J.; WANG, D. Effects of seasonal variation and resuspension on microplastics in river sediments. **Environmental Pollution**, v. 286, 1 out. 2021.
- XIA, W.; RAO, Q.; LIU, J.; CHEN, J.; XIE, P. Occurrence and characteristics of microplastics across the watershed of the world's third-largest river. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 480, 5 dez. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135998>
- XIANG, X.; ZHOU, J.; LIN, S.; ZHANG, N.; ABULIPIZI, G.; CHEN, G.; LI, Z. Dual drive acute lethal toxicity of methylene blue to *Daphnia magna* by polystyrene

microplastics and light. **Science of The Total Environment**, vol. 840, 20 set. 2022.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156681>

XU, A.; XI, M.; XING, X.; SU, Y.; LI, X.; LIU, W.; MAO, Y.; HU, T.; QI, S. Status and prospects of atmospheric microplastics: A review of methods, occurrence, composition, source and health risks. **Environmental Pollution**, vol. 303, 15 jun. 2022.

XU, Z.; EARNHARDT, N.; KOTSIFAKI, D. G. Detection of small microplastics in the surface freshwater samples of Yangcheng Lake, China. **Heliyon**, vol. 303, oct. 2024.
DOI: [10.1016/j.heliyon.2024.e39779](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e39779)

YANG, L.; ZHANG, Y.; KANG, S.; WANG, Z.; WU, C. Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk. **Science of the Total Environment**, vol. 780, 1 ago. 2021.

YANG, T.; GAO, M.; NOWACK, B. Formation of microplastic fibers and fibrils during abrasion of a representative set of 12 polyester textiles. **Science of the Total Environment**, v. 862, 1 mar. 2023.

YASEEN, A.; ASSAD, I.; SOFI, M. S.; HASHMI, M. Z.; BHAT, S. U. A global review of microplastics in wastewater treatment plants: Understanding their occurrence, fate and impact. **Environmental Research**, v. 212-B, set. 2022.

ZHANG, L.; XIE, Y.; ZHONG, S.; LIU, J.; QIN, Y.; GAO, P. Microplastics in freshwater and wild fishes from Lijiang River in Guangxi, Southwest China. **Science of the Total Environment**, v. 755, Part 1, 10 feb. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142428>

ZHANG, Y.; SHI, P.; CUI, L. Microplastics in riverine systems: Recommendations for standardized sampling, separation, digestion and characterization. **Marine Pollution Bulletin**, v. 207, out. 2024.

ZHAO, X.; QIANG, M.; YUAN, Y.; ZHANG, M.; WU, W.; ZHANG, J.; GAO, Z.; GU, X.; MA, S.; LIU, Z.; CAI, L.; HAN, J. Distribution of microplastic contamination in the major tributaries of the Yellow River on the Loess Plateau. **Science of The Total Environment**, v. 905, p. 167431, dez. 2023.

ZHENG, Y.; HERNANDO, M. D.; BARCELÓ, D.; WANG, C.; LI, H. Climate change exacerbates microplastic pollution: Environmental behavior and human health risks. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 45, jun. 2025.

ZHOU, M.; LUO, C.; ZHANG, J.; LI, R.; CHEN, J.; REN, P.; TANG, Y.; SUO, Z.; CHEN, K. Potential risk of microplastics in plateau karst lakes: Insights from metagenomic analysis. **Environmental Research**, v. 270, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.120984>

9 ANEXO I

Quadro da análise de variancia

	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Pontos	2	5.4379	5	156.985	0.00000
Estação	1	0.0018	2	0.103	0.75363
Pontos*Estação	2	0.2143	4	6.188	0.01424
Residuo	12	0.2078	3		
Total	17	5.8618	1		

CV = 74.09 %

Teste de normalidade dos residuos (Shapiro-Wilk)

valor-p: 0.858503

De acordo com o teste de Shapiro-Wilk a 5% de significancia, os residuos podem ser considerados normais.

Interacao significativa: desdobrando a interacao

Desdobrando Pontos dentro de cada nivel de Estação

Quadro da análise de variancia

	GL	SQ	QM	Fc	Pr.Fc
Estação	1	0.00179	0.00179	0.1031	0.7536
Pontos:Estação 1	2	1.89859	0.94929	54.81	0
Pontos:Estação 2	2	3.75363	1.87682	108.363	0
Residuo	12	0.20784	0.01732		
Total	17	5.86184	0.34481		

Pontos dentro do nivel 1 de Estação

Teste de Tukey

Grupos	Tratamentos	Medias
a	3	0.7301615
b	2	0.2255377
c	1	-0.3929599

Pontos dentro do nivel 2 de Estação

Teste de Tukey

Grupos	Tratamentos	Medias
a	3	0.8101408
b	2	0.4085669
c	1	-0.7157384

Desdobrando Estação dentro de cada nivel de Pontos

Quadro da análise de variancia

	GL	SQ	QM	Fc	Pr.Fc
Pontos	2	5.43788	2.71894	156.9854	0
Estação:Pontos 1	1	0.15628	0.15628	9.0232	0.011
Estação:Pontos 2	1	0.05025	0.05025	2.9013	0.1142
Estação:Pontos 3	1	0.00960	0.00960	0.554	0.471
Residuo	12	0.20784	0.01732		

Estação dentro do nível 1 de Pontos

Teste de Tukey

Grupos Tratamentos Medias
a 1 -0.3929599
b 2 -0.7157384

Estação dentro do nível 2 de Pontos

De acordo com o teste F, as medias desse fator sao estatisticamente iguais.

Niveis Medias
1 1 0.2255377
2 2 0.4085669

Estação dentro do nível 3 de Pontos

De acordo com o teste F, as medias desse fator sao estatisticamente iguais.

Niveis Medias
1 1 0.7301615
2 2 0.8101408
