I-730 – PROPOSIÇÃO DE PROCEDIMENTO PARA IDENTIFICAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS (ESTUDO DE CASO)

Raquel Almeida da Silva[(1)]
Graduanda em Engenharia Ambiental pelo Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" em São José dos Campos (ICT/UNESP).
Amanda Maria Dantas de Jesus[(2)]
Licenciatura e Mestrado em Química pela Universidade Federal de Sergipe (UFS). Doutora em Química Analítica pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) e Pós doutoranda pela Universidade Estadual Paulista Departamento de Engenharia Ambiental (ICT/UNESP).
Mário Lopes Duarte[(3)]
Graduado em Física. Diretor de P&D na Resix Invent.
Wilson da Fonseca Segala[(4)]
Graduado em Química. Diretor Comercial e de Projetos na Resix Invent.
Fabiana Alves Fiore[(5)]
Engenheira Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (2002). Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (2004). Doutora em Saneamento e Meio Ambiente pela Universidade Estadual de Campinas (2013). Professora em dedicação exclusiva do Departamento de Engenharia Ambiental do Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP).

Endereço[(1)]**:** Rodovia Presidente Dutra, Km 137,8 - Eugênio de Melo - São José dos Campos/SP - CEP 12247-004 Telefone: (12) 3947-9700 - e-mail: raquel.almeida@unesp.br

RESUMO

O elevado uso e descarte de plásticos nas atividades antropogênicas geram significativos impactos ambientais aos ecossistemas e à saúde humana. Aos cursos d'água são aportados diversos resíduos, dentre eles os macros e microplásticos que, em geral, não são identificados e podem comprometer os múltiplos usos das águas. O objetivo deste trabalho foi selecionar metodologias, técnica e economicamente viáveis, para a identificação da presença de microplásticos (MPs) em águas superficiais. Para tal, foi realizada uma revisão sistemática da literatura, a partir do método PRISMA, para seleção dos principais métodos utilizados na identificação de microplásticos e realizados ensaios exploratórios com base nos procedimentos descritos. Os ensaios foram realizados em amostras de plásticos do tipo PEAD (branco e colorido) e PET (transparente e verde) que foram triturados e tiveram a sua granulometria analisada para garantia de composição de grãos micrométricos representativos dos MPs encontrados na natureza. Cada grupo amostrado foi analisado com o uso de Espectroscopia por luz infravermelha (FTIR), Espectroscopia por luz UV-Visível e de Colorimetria seguida de Microscopia, técnica pouco citada na literatura. Os resultados evidenciam que a análise por FTIR é eficiente para qualificar e quantificar MPs, já os métodos por UV-visível e por Colorimetria seguida de Microscopia mostraram-se aplicáveis apenas para identificação qualitativa. O custo estimado para a realização dessas análises foi entre R$120,00 a R$320,00. Concluiu-se, portanto, que em termos da eficiência o método de FTIR é o mais indicado para a identificação e quantificação de MPs, no entanto, esse representa a análise de maior custo.

PALAVRAS-CHAVE: Microplásticos, microbacia hidrográfica, qualidade de água, monitoramento ambiental.

1. INTRODUÇÃO

Na última década, os estudos voltados à poluição hídrica em decorrência de resíduos plásticos foram intensificados e passou a configurar-se uma problemática ambiental e socioeconômica de grande magnitude (MONTAGNER et al., 2021). O aporte desses resíduos aos corpos d'água ocorre, majoritariamente, por meio de processos de varrição ou arraste, realizado pelas chuvas, dos materiais que são depositados na superfície dos solos onde há o uso antrópico. Dessa forma, os materiais plásticos acabam por destinar-se à rede de drenagem pluvial, seja por descarte inadequado, gestão ineficiente de resíduos e até mesmo em função do lançamento de efluentes não tratados (PAPPIS; KAPUSTA; OJEDA, 2021).

O uso de polímeros sintéticos, ou plásticos, remonta a meados do século XIX e, se comparados a outros materiais, são considerados relativamente recentes (PEREIRA *et al*., 2021). No processo de degradação do material plástico ocorre a fragmentação de partículas, e aquelas com tamanho inferior a 5 milímetros denominam-se microplásticos (BELO *et al*., 2021). Os resíduos plásticos representam entre 60 e 70% dos sólidos encontrados em ambientes marinhos e, apesar de sua ocorrência ser mais perceptível em proximidade à urbanização, sua abrangência alcança até ilhas remotas, dado que o material possui ampla dispersão (PAPPIS; KAPUSTA; OJEDA, 2021).

A aplicabilidade dos plásticos é diversa, sendo sua leveza, resistência, maleabilidade ou transparência, motivos pelos quais são utilizados e produzidos em larga escala industrial. Estima-se que das 300 milhões de toneladas produzidas ao ano, 13 milhões destinam-se aos corpos hídricos. No meio aquático, as consequências desse descarte incidem nos organismos desse *habitat* levando-os de subnutrição até à morte, além de afetar a flora. Na saúde pública, esse material particulado pode ser facilmente ingerido, ocasionando problemas estomacais e pulmonares (ALVAREZ *et al*., 2020; BELO *et al*., 2021).

A despeito dos estudos mundiais reportando os impactos dos microplásticos na qualidade da água, poucas caracterizações desses materiais são realizadas nas águas superficiais brasileiras, seja pela ausência de regulamentações ou pelos custos envolvidos. E isso justifica a realização da presente pesquisa. Destaca-se que, de acordo com Pappis; Kapusta; Ojeda (2021), o monitoramento deve seguir padrão metodológico para que seja possível a comparação e identificação do método mais eficiente, dada a presença dos microplásticos em uma variedade de produtos.

Os microplásticos são partículas de plástico cujo tamanho varia entre 5 mm e 0,3 mm de comprimento de diâmetro, e as fontes de produção podem ser primárias ou secundárias, sendo que as fontes primárias são as partículas que já foram fabricadas com esse tamanho, enquanto que as fontes secundárias de microplásticos são aquelas advindas de fragmentação de plásticos maiores devido à uma série de fatores, são eles a exposição à radiação ultravioleta solar, intempéries ou perda gradual de peso devido a danos físicos (KATAOKA *et al*., 2019).

Outros mecanismos relacionados à fragmentação secundária, que podem atuar isoladamente ou em conjunto, são hidrólise, fratura mecânica por areia, abrasão ou turbulência da água, ou ainda, bioassimilação por microorganismos. A hidrólise é um dos processos mais recorrentes de degradação de polímeros, a exemplo do poli (tereftalato de etileno), ou PET, além de que os meios ácidos atuam como catalisadores da taxa de hidrólise. A quebra, tanto por hidrólise quanto por radiação UV, favorece o surgimento de fraturas, rachaduras e caroços na superfície plástica, fragilizando o material (ENFRIN; DUMÉE; LEE, 2019).

O impacto do descarte desses materiais por meio das atividades humanas afeta cada vez mais os ecossistemas aquáticos, sendo que os rios possuem maior vulnerabilidade dentre os corpos hídricos. A poluição plástica em ambientes marinhos está estimada entre 4,8 e 12,7 milhões de toneladas ao ano, e dados indicam que os principais poluentes que contribuem para a degradação da qualidade ambiental dos corpos d'água incluem tecido, espuma, plástico, cortiça, vidro, cerâmica, metal, papel, madeira e borracha, entre os quais a predominância dos resíduos plásticos é maior (BUWONO; RISJANI; SOEGIANTO, 2021; KLASIOS *et al*., 2021).

A versatilidade dos tipos de polímeros plásticos, comumente utilizados, dificulta a realização de caracterizações mais específicas quanto ao risco associado à poluição, não somente em ecossistemas marinhos, cujos dados de pesquisas possuem maior documentação com a temática da toxicidade, mas também em outros meios de organização biológica e comunidades ecossistêmicas, onde não há uma quantidade significativa de estudos que abranjam o assunto (AU *et al*., 2017).

Os riscos físicos causados por microplásticos em ambientes aquáticos envolvem a ingestão destes pelos seres marinhos, ocasionando lacerações e obstruções no tubo de alimentação. Os riscos químicos, embora os polímeros plásticos sejam inertes, decorrem dos componentes que possuem aditivos químicos capazes de sorver outros produtos e poluentes, tais como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH), e outros poluentes orgânicos persistentes (POP) (KLASIOS *et al*., 2021).

A previsão analítica, desde a formação de microplásticos até a sua detecção em solução, tem sido desafiadora para o meio acadêmico, uma vez que os métodos de amostragem ainda não estão definidos e possuem ampla

variação em cada estudo, sendo que a maioria engloba o peneiramento com malhas de escalas micrométricas, desconsiderando-se, no entanto, as nano partículas, que é outra problemática a ser observada (ENFRIN; DUMÉE; LEE, 2019).

Algumas ferramentas analíticas, como os modelamentos matemáticos, auxiliam, por exemplo, na previsão da dinâmica dos processos de transporte de microplásticos em rios e bacias hidrográficas, permitindo assim compreender os possíveis caminhos destes poluentes até os sistemas fluviais, o que implica em avaliar seus impactos na qualidade da água, e, consequentemente, em examinar estratégias eficazes de mitigação, além de revisar instrumentos de políticas públicas e regulamentares sobre esses resíduos, entre outras medidas (WHITEHEAD et al., 2021).

2. OBJETIVO

Avaliar procedimentos de baixo custo para identificação de microplásticos em águas superficiais.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho trata-se de um Estudo de Caso, com abordagem quali-quantitativa e conta com uma Revisão Sistemática da Literatura como aporte comparativo.

Essa é uma pesquisa exploratória subsidiada por dados quanti-qualitativos que foi realizada a partir de duas etapas integrativas e complementares denominadas de Revisão Sistemática e Estudo de Caso.

3.1 Revisão Sistemática

O método *Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analysis* (protocolo PRISMA) foi utilizado para a realização da revisão sistemática desse trabalho, considerada sua versão 2020 (PAGE *et al*. 2021). O protocolo recomenda a utilização de *checklist* contendo 27 itens, devidamente descritos e exemplificados, e um fluxograma com ênfase nas etapas de identificação, triagem, elegibilidade e inclusão.

As bases de dados utilizadas foram a *Scopus* e a *Web of Science*. As palavras-chave para as buscas iniciais em ambas as bases foram "*microplastics"* e "*water quality*", concatenadas com o operador booleano "AND". A etapa de buscas ocorreu durante o mês de outubro de 2022. Os filtros de buscas comuns às duas bases consideraram: o tipo de documento (artigo); o acesso livre (todo); e um recorte temporal de 10 anos, visto que os estudos nessa temática aumentaram ao longo da última década. Os demais filtros foram individualizados de acordo com as diferentes categorias de cada base. Para as buscas realizadas na *Scopus* acrescentou-se os filtros: área de estudo (ciências ambientais e engenharia); e palavras-chave (microplásticos e qualidade da água). Enquanto que na *Web of Science*, incluiu-se o filtro: categorias (engenharia ambiental e recursos hídricos).

A etapa dos critérios de elegibilidade visou incluir artigos de estudo de caso e aqueles que apresentassem pelo menos um dos seguintes métodos: identificação, quantificação, remoção de microplásticos e sistematização de coleta e amostragem. E foram excluídos os artigos duplicados, revisões de literatura em geral, e artigos que não possuíssem nenhum tipo de método como critério de inclusão citado anteriormente.

A seleção dos estudos foi realizada mediante leitura prévia do resumo e posterior leitura da seção de materiais e métodos do artigo para identificar os métodos utilizados ou abordados. Nesta etapa, os artigos obtidos na busca inicial foram importados para a plataforma *online Rayyan* com a finalidade de automatizar a inclusão e exclusão dos artigos com base nos critérios de elegibilidade, bem como facilitar possível metanálise, a ser realizada à posteriori. A síntese das evidências contendo as etapas de busca e seus respectivos resultados encontram-se no fluxograma da Figura 1.

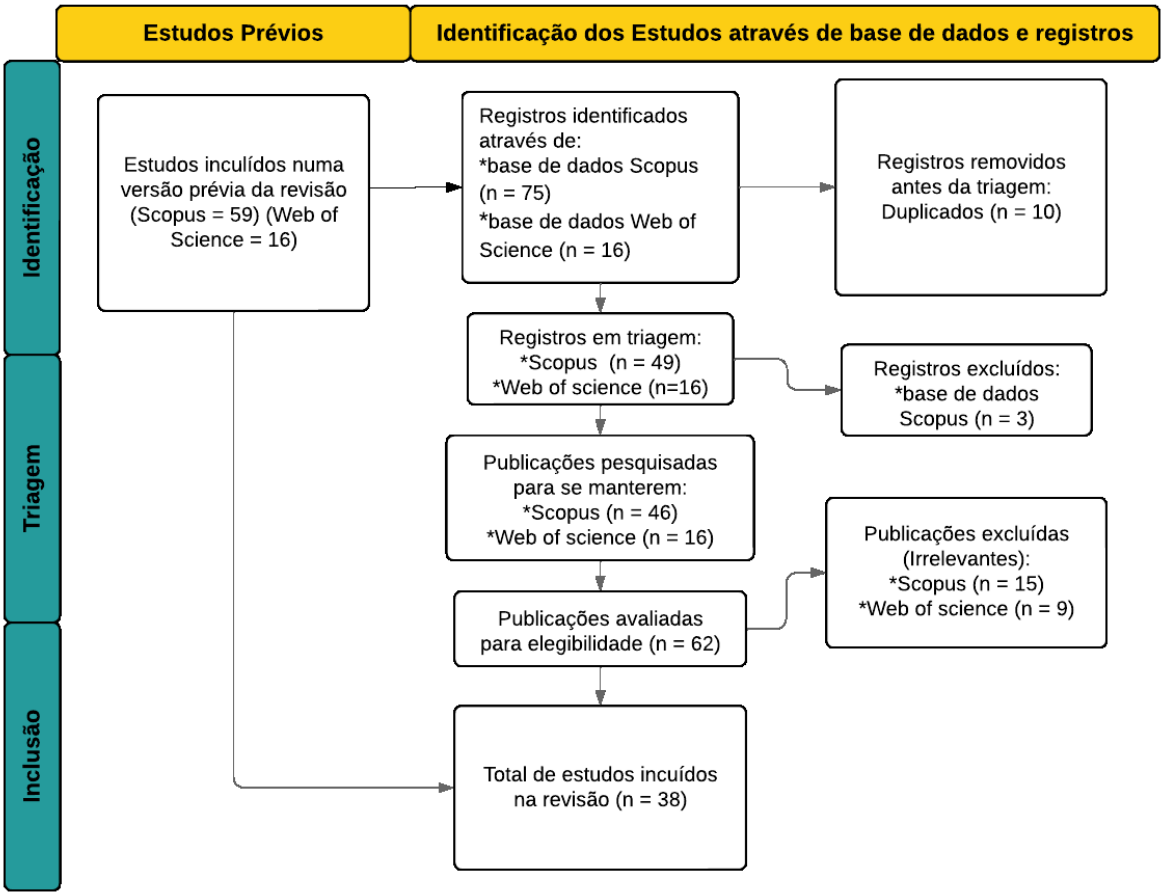


Figura 1: Etapas da Revisão Sistemática.

3.2 Estudo de caso

A partir dos achados da literatura científica foram selecionados quatro ensaios passíveis de serem replicados neste estudo de caso. As etapas dessa fase da pesquisa estão mostradas na Figura 2.

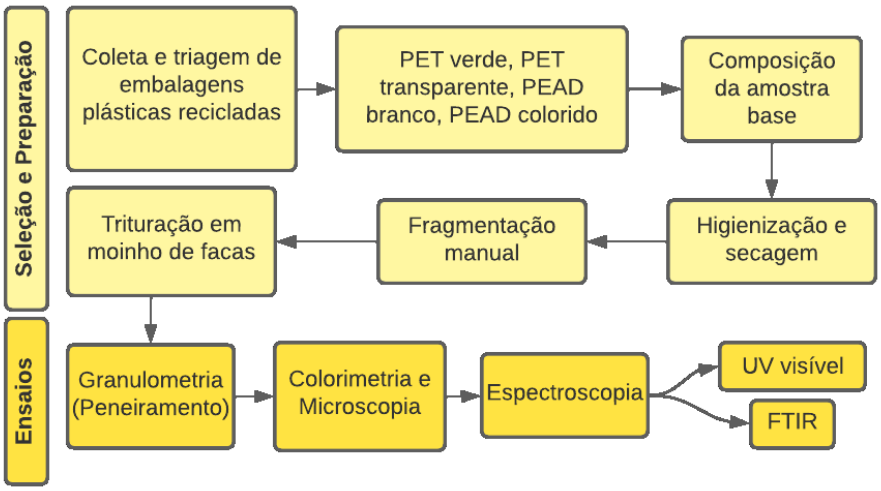


Figura 2: Fluxograma da composição da amostra e ensaios realizados

Seleção e Preparação das amostras

A seleção das amostras foi realizada a partir da coleta e triagem de plásticos potencialmente recicláveis e se ateve às embalagens de garrafas (PET e PEAD) e suas tampinhas (PEAD). A partir dessas embalagens foram produzidas quatro amostras: PEAD branco, PEAD colorido (cores variadas), PET verde e PET transparente. As amostras tiveram os rótulos descartados, foram higienizadas, secas, fragmentadas manualmente com o auxílio de tesouras e estiletes e, posteriormente, agrupadas por tipo.

A trituração mecânica foi realizada em moinho de facas da marca Fritsch e modelo Pulverisette 25 (Figura 3). Sendo que cada amostra, requereu um número de triturações, conforme observado visualmente (Figuras 4 e 5).

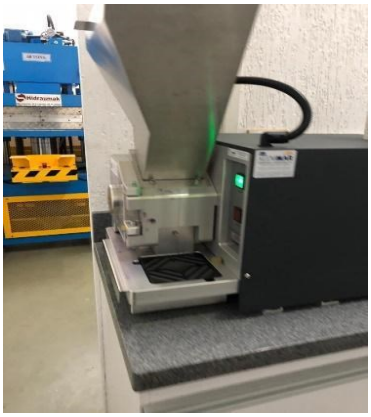


Figura 3: Trituradora

Figura 4: PET fragmentado

Figura 5: PET triturado

Após cada moagem, a trituradora foi higienizada com jato de ar comprimido para remoção de resíduos da amostra anterior, evitando-se contaminar a amostra seguinte. O número de ciclos de trituração de cada amostra foi de 10 repetições para PEAD branco, 10 para PEAD colorido, 7 para PET verde e 15 para PET transparente.

No peneiramento, a escala granulométrica de cada amostra foi obtida com o uso de um agitador de peneiras da marca ACS GOLD e modelo AG-SS. As peneiras de aço inoxidável possuíam as seguintes malhas: 4,75 mm, 2,00 mm, 1,18 mm, 0,60 mm, 0,30 mm, e o fundo da peneira para grãos menores que 0,30 mm. Após o peneiramento, cada amostra foi pesada em balança analítica, acondicionada em recipientes plásticos, separada por granulometria.

Ensaios

Para a realização dos ensaios exploratórios, foram utilizadas as amostras geradas a partir das partículas de microplásticos (MPs) obtidas do processo de trituração e peneiramento, as quais variavam de 4,75 mm a 0,3 mm, ou menos.

Para o ensaio de **Colorimetria seguida de Microscopia** foram utilizados vinte corantes sintéticos e três corantes alimentícios. Os corantes foram preparados na concentração de 0,1% em solução, com solvente alcoólico ou com água, de acordo com a polaridade do corante em relação ao solvente. Os quatro tipos de MPs foram agrupados em vinte e três amostras dispostas em cubetas de 5 mL, nas quais adicionou-se a solução com cada um dos vinte e três corantes. O tempo de contato entre o corante e as amostras foi de vinte e quatro horas. Após esse período, as amostras em solução foram colocadas em papel filtro com auxílio de uma espátula de inox, após secarem, foram transferidas para uma lâmina de vidro para serem visualizadas por microscopia com auxílio de microscópio portátil com ampliação de 1600 vezes, e capturadas as imagens.

O ensaio da **Espectrometria UV *visível*** foi realizado com o uso de um espectrofotômetro UV visível, DR 6000, marca Hach. Para a determinação da linha de base foi utilizada apenas a água destilada em um vial de 10 mL

para zerar a leitura, em seguida foi adicionado um composto qualquer nesta água para teste, cujo comprimento de onda foi registrado pelo referido espectrômetro. Para a leitura das amostras de MPs, foram preparadas soluções contendo 0,005 g de amostra de MPs (com diâmetro de 0,300 mm) em um vial com aproximadamente 10 mL de água purificada, para cada um dos quatro tipos de MPs. As amostras, dispostas em cubetas "vial" foram inseridas no espectrofotômetro imediatamente após agitação constante, de modo a evitar desvios do feixe de luz nas partículas sólidas, permitindo assim uma leitura adequada ao longo da varredura de todo comprimento de onda.

Para o ensaio de espectroscopia de infravermelho no **método FTIR**, foram observadas as especificações da Norma Técnica Internacional E1252 (ASTM, 2021). Para a realização do procedimento utilizou-se 0,005 g de amostras dos quatro tipos de MPs com diâmetro de 0,300 mm. O ensaio foi realizado no laboratório do Instituto de Estudos Avançados do Mar (IEAMar), Universidade Estadual Paulista (UNESP), cidade laboratório, SP, Brasil.

Análises realizadas

Para os resultados da **Colorimetria e Microscopia** foi realizada análise visual da aderência de cada tipo de corante em cada um dos grupos de amostras avaliadas. Dessa forma, o potencial de uso de cada um desses corantes pode ser verificado, de forma exploratória, para cada tipo de MP.

As respostas da **Espectrometria UV *visível*** das soluções contendo MPs foram equiparadas visualmente à linha de base. O custo de realização dessa análise foi obtido em empresa atuante no Estado de São Paulo, no ano de 2023.

As respostas da espectrometria no infravermelho pelo **método FTIR** foram equiparadas com uma base de dados da assinatura espectrográfica de cada MP encontrada na literatura ou na biblioteca do equipamento.

4. RESULTADOS

4.1 Revisão Sistemática

Os principais métodos identificados a partir da revisão sistemática estão apresentados no Quadro 1.

Quadro 1: Principais métodos identificados

Fonte	País / Região	Principais Métodos	Microplásticos Identificados
(KATAOKA et al., 2019)	Japão	FTIR	PE, PP, PS e outros
(RAHMAYANTI; ADJI; NUGROHO, 2022)	Indonésia	Microscopia eletrônica de raio X por energia de dispersão, FTIR	PS, EVA, Látex, PET, PE, PP
(CHEN et al., 2022)	China	Microscopia eletrônica de varredura (SEM), Espectrometria infravermelha	PE, PP, PET, PVC
(PRESTON-WHYTE et al., 2021)	África do Sul	FTIR	PE, PET, PP, PS
(WANG et al., 2021)	China	Microscopia invertida de fluorescência, microscopia eletrônica de varredura, FTIR	PP, PET, PE, PS
(LAGLBAUER et al., 2014)	Eslovénia	Microscopia de imagem, software de imagem	Microplásticos diversos nos formatos de fibra, fragmento e filme
(ZHANG et al., 2021)	China	Microscopia eletrônica de varredura (SEM), FTIR, espectroscopia de fotoelétrons de raio X (XPS)	PET
(PÉREZ-REVERÓN et al., 2022)	Espanha	Estereomicroscopia de luz trinocular, sistema de análise de imagem, micro FTIR	PET, PES

Fonte	País / Região	Principais Métodos	Microplásticos Identificados
(WEBER et al., 2021)	Alemanha	Raman	PU, PS, PVC flexível e rígido
(ALFONSO et al., 2020)	Argentina	Raman	PET, PP, PU, PS
(KAY et al., 2018)	Inglaterra	Estereomicroscopia	Microplásticos diversos nos formatos de fibra, fragmento e filme
(CAPUTI et al., 2022)	Itália	Imunofluorescência (MegaMix-Plus SSC, Side Scatter and Forward Scatter)	Amostra adquirida de esferas de poliestireno
(LIU et al., 2019)	Dinamarca	Micro FTIR	EPDM, PAN, EVA, PA, PEG, PTFE, PP, PS, PU, entre outros
(BAYARKHUU; BYUN, 2022)	Coréia do Sul	Microscopia eletrônica de varredura (SEM), Análise de turbidez	PS
(STRADY et al., 2021)	Vietnã	Separação por densidade	Microplásticos diversos nos formatos de fibra, fragmento e filme
(TREILLES et al., 2021)	Paris	, Espectrometria com reflectância total atenuada (ATR) micro FTIR	PE, PP, PS
(WANG et al., 2022)	China	FTIR	PP, PET, Celulose
(RAMIREZ ARENAS et al., 2022)	Suíça	Microscopia eletrônica de mini-varredura (SEM)	Amostra adquirida de látex de PS
(KIRSTEIN et al., 2021)	Suécia	Software de imagem, µFTIR e Py-GCMS	PE, PA, PET, PP e Acrílico
(LIU et al., 2020)	China	Micro FTIR	PET, PE, PP, PVC, Rayon
(BRUGE et al., 2020)	França	Microscópio binocular	Partículas plásticas classificadas por cor
(POST et al., 2021)	Alemanha	Espectrômetro de Raman UV profundo, Software de IA	Amostras adquiridas de PE e PP
(JÄRLSKOG et al., 2021)	Suécia	Separação por densidade	Partículas plásticas de diversos tamanhos
(BERNARDINI et al., 2018)	Mediterrâneo	Microscópio, software de imagem ImageJ, FTIR	PP, PE
(GEWERT et al., 2017)	Estocolmo	Estereomicroscópio de dissecção, FTIR	PP, PET
(SCIRCLE et al., 2020)	EUA	Identificação: LDIR (infravermelho direto a laser), quantificação: Fluorescência vermelha do nilo	PES, PA, Acrílico, Poliuretano
(BLETTLER et al., 2019)	Argentina	FTIR	HDPE, LDPE, PP, PS, EPS, PET e PVC
(HUANG et al., 2021)	China	Separação por densidade	PP, PE, PA, PET, PU, entre outros
(PALER et al., 2021)	Filipinas	Espectroscopia ATR-FTIR	PE, PES, PA, Resina fenoxy
(PEREIRA et al., 2020)	Atlântico Nordeste	Espectroscopia ATR-FTIR	PE, PES, PP, PVC, PAN, PS, entre outros

Fonte	País / Região	Principais Métodos	Microplásticos Identificados
(SULLIVAN et al., 2020)	Reino Unido	Cromatografia de gás de pirólise e espectrometria de massa de voo (Py-GCToF) combinado com membranas de PTFE (íons)	PVC, PP, PS
(PAKHOMOVA et al., 2022)	Rússia	Identificação visual com estereomicroscópio, categorização por µFTIR, e massa estimada por densidade e volume do MP	PET, PES, PA, PP, Nylon, Acrílico, entre outros
(WHITEHEAD et al., 2021)	Reino Unido	FTIR	Amostras adquiridas
(SEMBIRING; FAJAR; HANDAJANI, 2021)	Indonésia	Identificação: Miscroscópio binocular de luz 100x, Remoção: Filtro Rápido de areia (RSF)	Amostras adquiridas
(MINTENIG et al., 2020)	Holanda	ATR-FTIR	PVC
(GALLITELLI et al., 2020)	Itália	Estereomicroscopia, FTIR	PE, PP, PA
(FERRAZ et al., 2020)	Brasil	Microscopia de fluorescência	Fibras de microplásticos
(BARROWS et al., 2018)	EUA	FTIR	HDPE

4.2 Estudo de Caso

O peneiramento dos plásticos amostrados permitiu sua classificação como microplásticos, visto que houve uma amostragem representativa que passou por cada uma das malhas das peneiras, com as seguintes granulometrias: 4,75 mm, 2,00 mm, 1,18 mm, 0,60 mm, 0,30 mm, e menores que 0,30 mm, o que se enquadra na categoria de microplástico (partículas entre 5 mm e 0,3 mm).

A partir dos grupos granulométricos foram registrados na Tabela 1 a pesagem e o percentual de retenção em cada abertura / malha das peneiras, em relação à massa total das amostras dos grupos de microplásticos obtidos.

Tabela 1: Granulometria dos microplásticos e análise quantitativa

Malha das Peneiras (mm)	Massa (g)	%Retida	Massa (g)	%Retida	Massa (g)	%Retida	Massa (g)	%Retida
4,75	0,42	**0,37**	0,04	**0,03**	251,39	**73,20**	0,17	**0,50**
2,00	91,28	**80,97**	92,16	**61,79**	48,88	**14,23**	22,96	**68,11**
1,18	15,30	**13,57**	43,81	**29,37**	27,96	**8,14**	7,58	**22,49**
0,60	5,21	**4,62**	10,70	**7,17**	12,82	**3,73**	2,39	**7,09**
0,30	0,49	**0,43**	1,87	**1,25**	1,95	**0,57**	0,51	**1,51**
> 0,30	0,03	**0,03**	0,58	**0,39**	0,44	**0,13**	0,10	**0,30**
Total	112,73	**100**	149,16	**100**	343,44	**100**	33,71	**100**
Tipos	**PEAD Branco**		**PEAD Colorido**		**PET Verde**		**PET Transparente**	

O cálculo da massa total de cada amostra se deu pela soma das massas retidas em cada peneira, e a partir deste total, calculou-se as porcentagens retidas.

Para a ***Espectrometria UV visível***, a Figura 6 mostra as varreduras no espectrômetro UV Visível entre 190 a 1000 nm, nas quais foram observados elevada linha de base e baixos valores de absorbância.

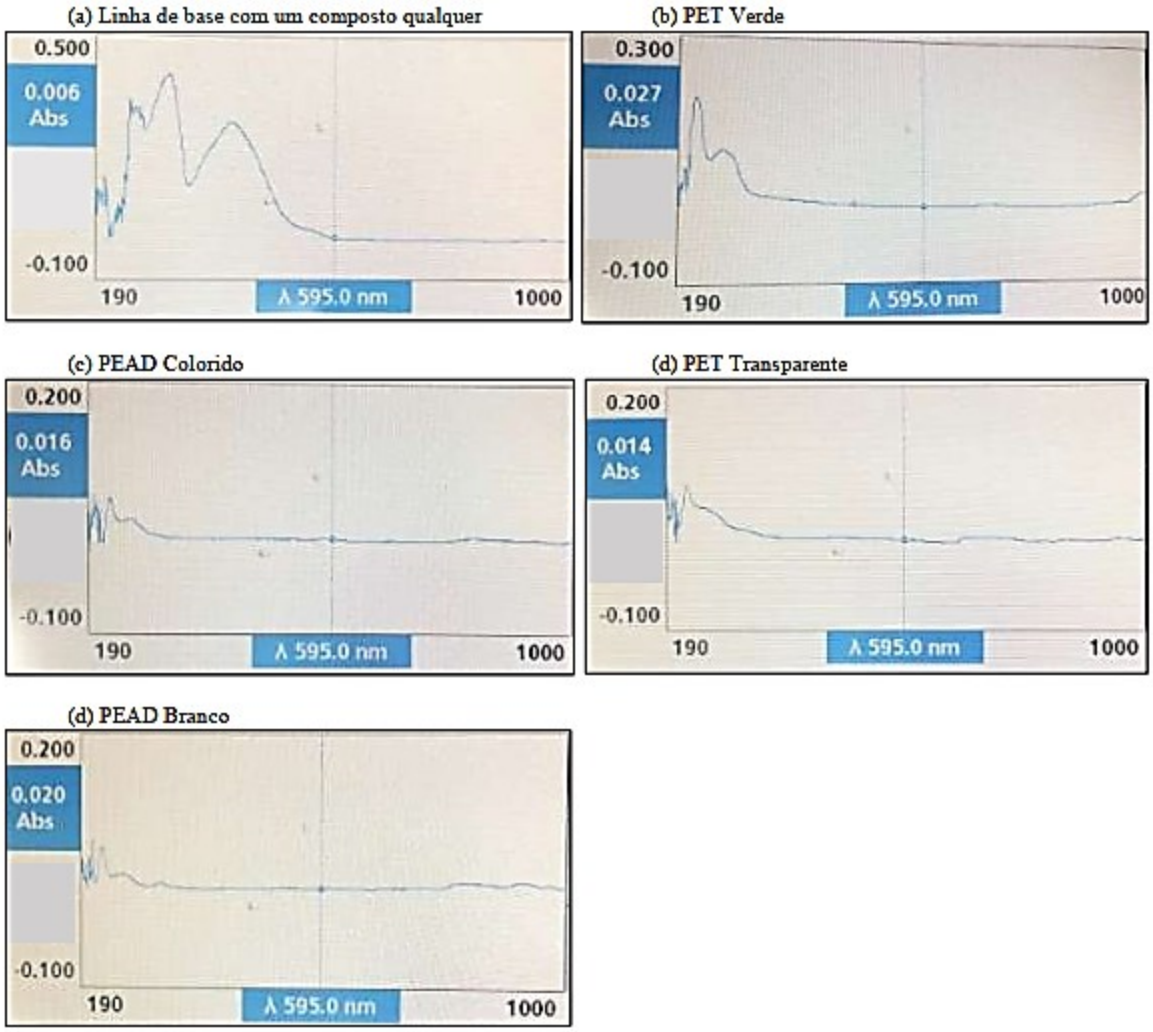
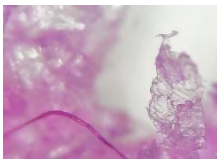
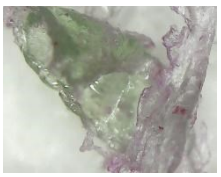
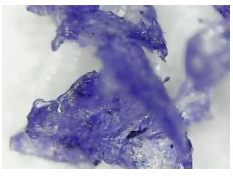
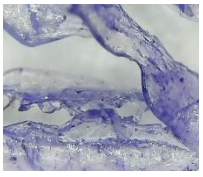
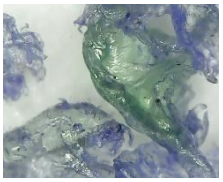


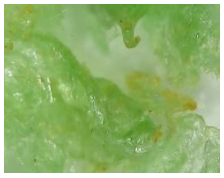
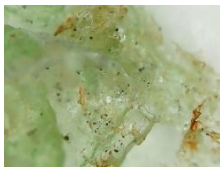
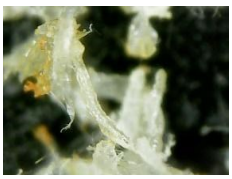
Figura 6: Comprimentos de onda na banda UV visível

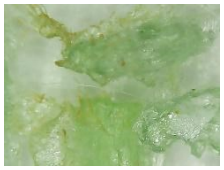
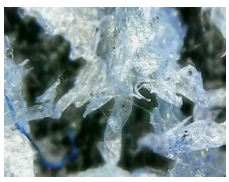
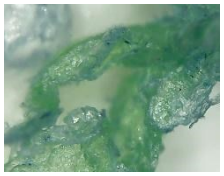
De acordo com as imagens, foi possível observar ao longo da varredura, que foram identificados pequenos comprimentos de onda, cuja leitura pode ter sofrido influência da transparência das cores dos MPs amostrados devido a refletância das partículas, pois dependendo da transparência das cores, a reflexão UV pode apresentar uma transmitância diferente ao passo que o feixe atravessa cada amostra, como se fosse um desvio de turbidez. Outro ponto a ser observado é que a diferença entre as escalas de cada resultado se deve ao fato de que foi feita uma varredura completa para cada tipo de amostra, visto que o objetivo era somente identificar algum comprimento de onda em qualquer banda do espectro visível.

Os resultados para a ***Colorimetria com Microscopia*** da absorção de cada amostra em relação às duas categorias de corantes, são mostrados nos Quadros 2 e 3. Por meio delas é possível observar que algumas amostras foram pigmentadas superficialmente, ou apenas nas bordas (como por exemplo, o PEAD colorido), enquanto outras absorveram mais profundamente o corante testado (como o PET transparente).

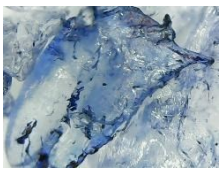
Quadro 2: Absorção dos corantes artificiais

Corantes Artificiais	PEAD Colorido	PET Transparente	PEAD Branco	PET Verde
Rodamina (solúvel água)				
Metacresol Púrpura (solúvel álcool)				
Vermelho de Clorofenol (solúvel água)				
1 Fenil - 2,3 Dimetil - 4 Amino - 5 Pirazolona (solúvel água)				
Cresolftaleína (solúvel água)				
Violeta de Metila (solúvel água)				
Índigo - Carmin (solúvel água)				

Corantes Artificiais	PEAD Colorido	PET Transparente	PEAD Branco	PET Verde
Alfa Naftilamina (solúvel água)				
Púrpura de Bromocresol (solúvel álcool)				
Vermelho de Fenol (solúvel água)				
Vermelho de Cresol (solúvel água)				
Verde de Bromocresol (solúvel álcool)				
Azul de Nilo (solúvel água)				
Fucsina Básica (solúvel água)				

Corantes Artificiais	PEAD Colorido	PET Transparente	PEAD Branco	PET Verde
Azul de Bromotimol (solúvel álcool)				
Azul de Bromofenol (solúvel álcool)				
Vermelho Congo (solúvel água)				
Ponceau BS (solúvel água)				
Safranina (solúvel água)				
Azul de Metileno (solúvel água)				

Quadro 3: Absorção dos corantes alimentícios

Corantes Alimentícios	PET Transparente	PEAD Branco
Corante Mix® Azul Anis (solúvel água)		
Corante Mix® Amarelo Gema (solúvel água)		
Corante Mix® Vermelho Morango (solúvel água)		

No Quadro 3, destaca-se que apenas as amostras de PEAD branco e PET transparente foram testadas para a absorção dos corantes alimentícios, uma vez que obtiveram melhores resultados com os corantes artificiais.

Os resultados obtidos para a Espectroscopia de infravermelho, com o uso do **método FTIR**, estão mostrados nas Figuras 7 a 10.

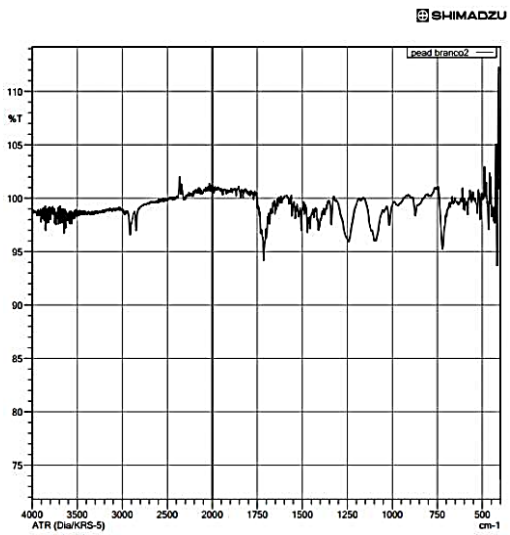


Figura 7: PEAD Branco

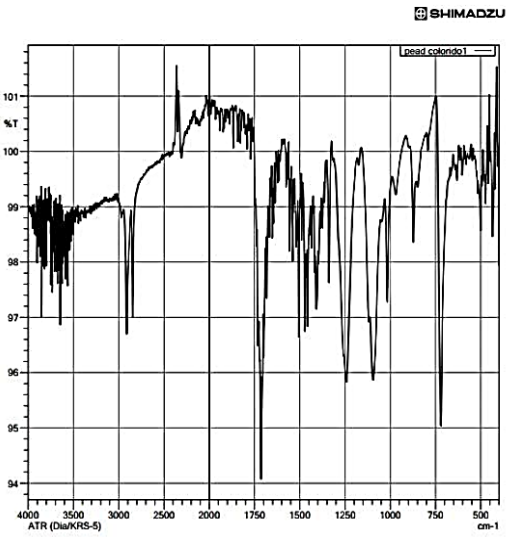


Figura 8: PEAD Colorido

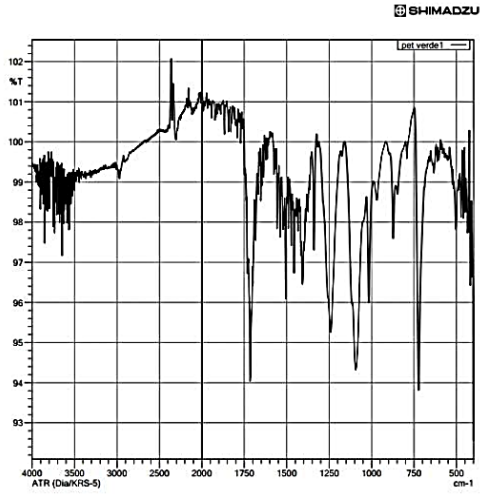


Figura 9: PET Verde

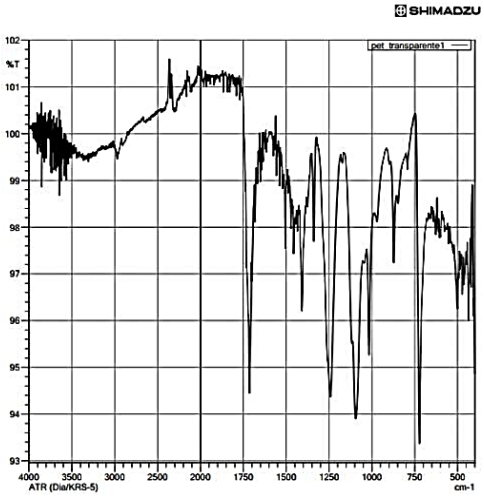


Figura 10: PET Transparente

Os resultados dos espectros obtidos de cada amostra no método FTIR serão comparados com os espectros esperados, de acordo com a biblioteca contida no software do equipamento, na seção de discussão dos resultados.

Custo das análises

Os custos para realização das análises de identificação de microplásticos pelo método de Colorimetria e Microscopia foram estimados em R$ 120,00, enquanto que a análise da caracterização de MPs por espectroscopia no infravermelha ao método FTIR foi estimada em R$ 320,00, e para a identificação por espectroscopia no UV-Visível foi estimado em R$ 260,00.

5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A partir dos resultados da Granulometria, analisou-se que a densidade granulométrica de três amostras se concentrou nas peneiras de 2,00 mm, representando 80,97% para o PEAD branco, 61,79% para o PEAD colorido e 68,11% para o PET transparente. O menor percentual retido no PEAD branco e no PET transparente teve granulometria inferior a 0,30 mm, enquanto que no PEAD colorido, a menor porcentagem foi retida na malha de 4,75 mm, e a segunda menor foi inferior a 0,30 mm. O PET verde teve maior retenção na abertura de malha 4,75 mm, representando quase 75% de seu total, e a menor porcentagem foi na granulometria inferior a 0,30 mm, com 0,13%. A análise da porcentagem de massa passante, não retida, é mostrada na curva granulométrica de cada amostra (Figura 11).

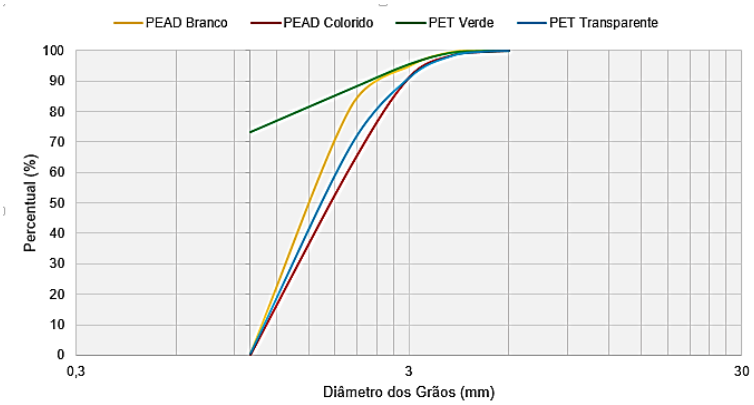


Figura 11: Curva granulométrica das amostras base

O gráfico foi gerado do percentual acumulado de massa passante pelas peneiras. Observa-se que o comportamento do PET verde difere em relação às demais amostras, pois ele é o único que apresenta um decrescimento linear, ou seja, a quantidade que passa em cada peneira diminui proporcionalmente à medida que segue da maior para a menor malha. Percebe-se que menos de 30% do material passou na primeira peneira, visto que mais de 70% ficou retido nela, então a alíquota passante é menor. Entretanto, nas demais curvas, quase 100% do material passa na primeira peneira, e diminui drasticamente até o máximo de 2,00 mm, depois disso, por volta de 15 a 30% das amostras passam pelas peneiras restantes. Nota-se, portanto, um decrescimento não linear, em que a taxa de material passante é maior nas primeiras peneiras em relação às últimas.

No ensaio de **Colorimetria com Microscopia**, os corantes que foram eficientes para corar todos os tipos de plásticos foram o azul de metileno, o violeta de metila e o corante alimentício azul anis. A rodamina apresentou uma boa coloração, porém com uma certa seletividade entre as amostras. Os demais corantes tiveram um menor desempenho, seja no poder de penetração da pigmentação, ou na maior seletividade entre os MPs. No entanto, a maioria deles corou, mesmo que superficialmente, todos os MPs amostrados. De acordo com a literatura, não houve, ou não tiveram um nível de detalhamento, os trabalhos que utilizaram métodos semelhantes à colorimetria.

Para as medidas por **Espectrometria de UV-Visível**, as diferenças de absorbância foram muito baixas quando os MPs foram adicionados nas concentrações estudadas. Mas apesar de não serem tão significativos, ainda são indicativos da presença de microplásticos, se comparado com a linha de base inicial, visto que houve uma mudança na leitura. Percebeu-se que a cor original do MP influenciou na leitura das bandas de comprimento de onda.

Na **Espectroscopia FTIR**, as respostas obtidas a partir dos espectros amostrados, comparou-se com a base de dados da biblioteca, e todas mostraram-se coincidentes, confirmando a composição dos microplásticos. Conforme as Figuras 12 a 15, onde a parte de cima da imagem apresenta a amostra e a parte de baixo, a biblioteca.

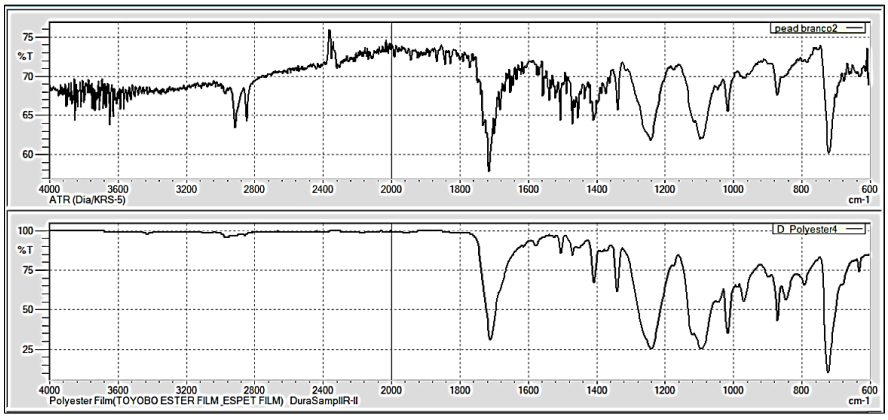


Figura 12: PEAD branco

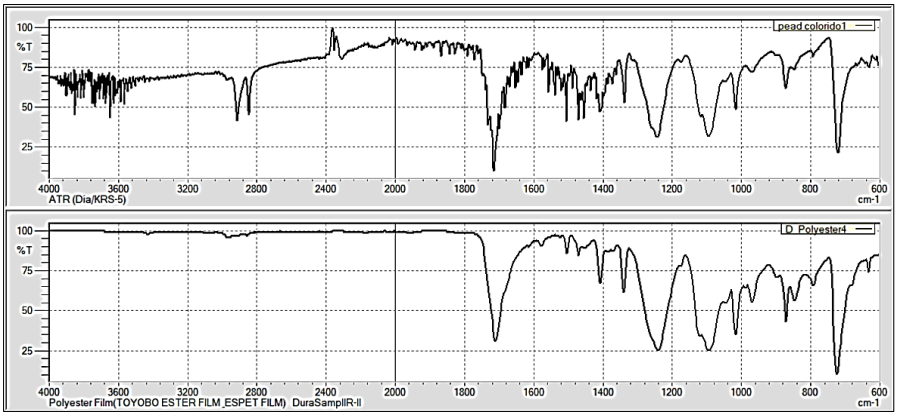


Figura 13: PEAD colorido

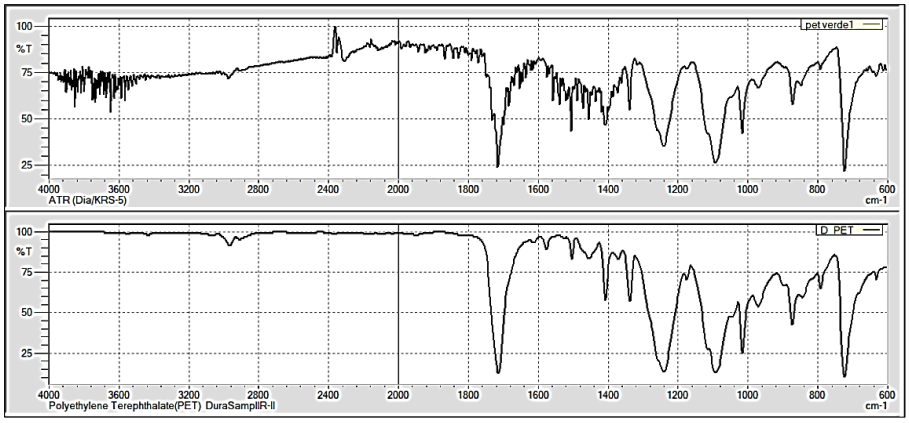


Figura 14: PET verde

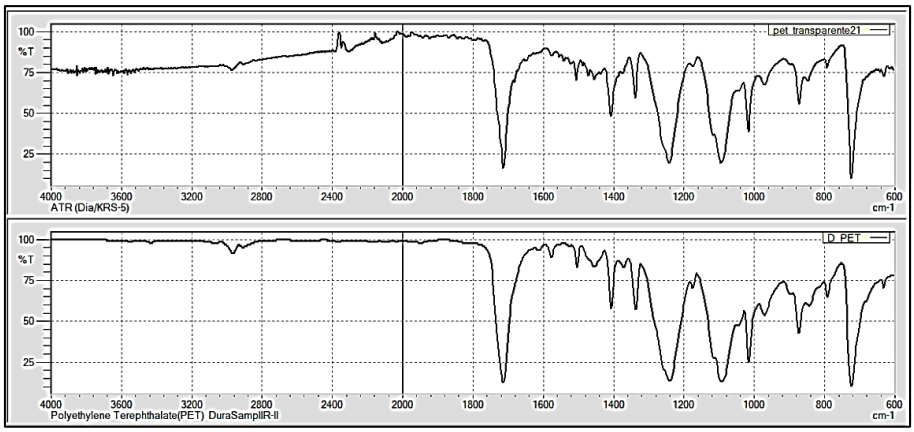


Figura 15: PET transparente

Os resultados pelo método FTIR, portanto, mostram-se eficazes, apesar do registro do ruído das amostras.

6. CONCLUSÕES

A análise granulométrica permitiu sintetizar, em laboratório, o resultado final dos processos de formação dos MPs encontrados na natureza. Os tamanhos dos grãos obtidos indicam que a maior parte das partículas, pós fragmentação, concentrou-se na faixa de 2,00 mm. Destaca-se que para além dos processos físicos, na natureza

os plásticos estão sujeitos a processos químicos que também podem acelerar e estabelecer novas condições de degradação.

Os corantes azul de metileno e violeta de metila, bem como o corante alimentício azul anis, mostraram-se apropriados como identificadores de microplásticos, uma vez que não foram seletivos e desempenharam boa eficácia na coloração das amostras testadas. Para os demais corantes, é possível inferir que, apesar de serem menos penetrantes, podem ser usados como caracterizadores em função da seletividade do tipo de MP que consegue pigmentar, ou como um identificador prévio, se usados em conjunto com outras técnicas, a exemplo da espectroscopia, uma vez que esta faria a caracterização final. A partir dos resultados obtidos também é possível concluir que o método de identificação por colorimetria pode não ser o mais indicado para as amostras de MPs que já foram coloridas no seu processo de fabricação, pois as amostras de PEAD colorido e PET verde apresentaram maior dificuldade de absorver nova coloração.

A partir do procedimento de espectroscopia UV visível é possível identificar, ainda que minimamente, a existência de MPs na amostra, mas não é possível quantificá-los. Logo, é recomendado sua aplicação, portanto, apenas como um método qualitativo.

O método FTIR é uma técnica efetiva tanto para qualificação quanto para a quantificação de MPs, uma vez que identifica os espectros e os compara com sua base bibliográfica de espectros registrados para cada tipo de polímero, além disso, identificou-se que não houve interferência da cor do MP no resultado da matriz, um dos motivos pelos quais justifica o fato de ser o método mais utilizado para esse tipo de análise, conforme consta no quadro de resultados da revisão sistemática da literatura.

Por fim, considerados os resultados dessa pesquisa, o método mais efetivo (FTIR) não é aquele que possui o menor custo. No entanto, considerado o fato de que, dentre os métodos estudados, essa foi a única técnica que sozinha se mostrou tecnicamente eficiente para identificação quali-quantitativa de microplásticos, essa pode ser entendida como atualmente recomendável. Recomenda-se que novos estudos sejam realizados para que seja possível avaliar o custo-benefício de outras técnicas para ampliação desse leque comparativo.

Agradecimentos

Este projeto possui financiamento do Programa Unesp Presente – Programa Auxílios Alunos Unesp, do qual a autora principal foi bolsista. Agradecemos a contribuição de todos os orientadores e autores deste trabalho, e também a colaboração da empresa Resix Invent na disponibilização de sua equipe, instalações e equipamentos para realização dos ensaios, bem como ao IEAMar - Instituto de Estudos Avançados do Mar, Universidade Estadual Paulista (UNESP), na disponibilização de sua equipe, laboratório e equipamentos para realização dos ensaios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALFONSO, M. B.; SCORDO, F.; SEITZ, C.; MAVO MANSTRETTA, G. M.; RONDA, A. C.; ARIAS, A. H.; TOMBA, J. P.; SILVA, L. I.; PERILLO, G. M. E.; PICCOLO, M. C. First evidence of microplastics in nine lakes across Patagonia (South America). **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 733, p. 139385, 2020.
2. ALVAREZ, L. D. G. et al. Efectos de los microplásticos en el medio ambiente: Un macroproblema emergente. Revista de Ciencia y Tecnología, v. 33, n. 1, p. 100–107, 25 jun. 2020.
3. AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. E1252: Standard Practice for General Techniques for Obtaining Infrared Spectra for Qualitative Analysis. 2021.
4. APHA; AWWA; AEF. Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. 22nd edition. Whashington, USA: RICE, Eugene, et al., 2012. Várias paginações.
5. AU, S. Y.; LEE, C. M.; WEINSTEIN, J. E.; VAN DEN HURK, P.; KLAINE, S. J. Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: Identifying critical research needs. Integrated Environmental Assessment and Management, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 505–509, 2017.

6. BARROWS, A. P. W.; CHRISTIANSEN, K. S.; BODE, E. T.; HOELLEIN, T. J. A watershed-scale, citizen science approach to quantifying microplastic concentration in a mixed land-use river. Water Research, [s. l.], v. 147, p. 382–392, 2018.
7. BAYARKHUU, B.; BYUN, J. Optimization of coagulation and sedimentation conditions by turbidity measurement for nano- and microplastic removal. Chemosphere, [s. l.], v. 306, p. 135572, 2022.
8. BELO, I. C. B. et al. Microplásticos, seus impactos no ambiente e maneiras biodegradáveis de substituição. Revista Internacional de Ciências, v. 11, n. 2, p. 214–228, 31 ago. 2021.
9. BERNARDINI, I.; GARIBALDI, F.; CANESI, L.; FOSSI, M. C.; BAINI, M. First data on plastic ingestion by blue sharks (Prionace glauca) from the Ligurian Sea (North-Western Mediterranean Sea). Marine Pollution Bulletin, [s. l.], v. 135, p. 303–310, 2018.
10. BLETTLER, M. C. M.; GARELLO, N.; GINON, L.; ABRIAL, E.; ESPINOLA, L. A.; WANTZEN, K. M. Massive plastic pollution in a mega-river of a developing country: Sediment deposition and ingestion by fish (Prochilodus lineatus). Environmental Pollution, [s. l.], v. 255, p. 113348, 2019.
11. BRUGE, A.; DHAMELINCOURT, M.; LANCELEUR, L.; MONPERRUS, M.; GASPERI, J.; TASSIN, B. A first estimation of uncertainties related to microplastic sampling in rivers. Science of The Total Environment, [s. l.], v. 718, p. 137319, 2020.
12. BUWONO, N. R.; RISJANI, Y.; SOEGIANTO, A. Distribution of microplastic in relation to water quality parameters in the Brantas River, East Java, Indonesia. Environmental Technology & Innovation, [s. l.], v. 24, p. 101915, 2021.
13. CAPUTI, S.; DIOMEDE, F.; LANUTI, P.; MARCONI, G. D.; DI CARLO, P.; SINJARI, B.; TRUBIANI, O. Microplastics Affect the Inflammation Pathway in Human Gingival Fibroblasts: A Study in the Adriatic Sea. International Journal of Environmental Research and Public Health 2022, Vol. 19, Page 7782, [s. l.], v. 19, n. 13, p. 7782, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/19/13/7782/htm>. Acesso em: 12 abr. 2023.
14. CHEN, J.; DENG, Y.; CHEN, Y.; PENG, X.; QIN, H.; WANG, T.; ZHAO, C. Distribution Patterns of Microplastics Pollution in Urban Fresh Waters: A Case Study of Rivers in Chengdu, China. International Journal of Environmental Research and Public Health 2022, Vol. 19, Page 8972, [s. l.], v. 19, n. 15, p. 8972, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/19/15/8972/htm>. Acesso em: 12 abr. 2023.
15. ENFRIN, M.; DUMÉE, L. F.; LEE, J. Nano/microplastics in water and wastewater treatment processes – Origin, impact and potential solutions. Water Research, [s. l.], v. 161, p. 621–638, 2019.
16. FERRAZ, M.; BAUER, A. L.; VALIATI, V. H.; SCHULZ, U. H. Microplastic Concentrations in Raw and Drinking Water in the Sinos River, Southern Brazil. Water 2020, Vol. 12, Page 3115, [s. l.], v. 12, n. 11, p. 3115, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/11/3115/htm>. Acesso em: 12 abr. 2023.
17. GALLITELLI, L.; CESARINI, G.; CERA, A.; SIGHICELLI, M.; LECCE, F.; MENEGONI, P.; SCALICI, M. Transport and Deposition of Microplastics and Mesoplastics along the River Course: A Case Study of a Small River in Central Italy. Hydrology 2020, Vol. 7, Page 90, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 90, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2306-5338/7/4/90/htm>. Acesso em: 12 abr. 2023.
18. GEWERT, B.; OGONOWSKI, M.; BARTH, A.; MACLEOD, M. Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. Marine Pollution Bulletin, [s. l.], v. 120, n. 1–2, p. 292–302, 2017.
19. HUANG, J.; CHEN, H.; ZHENG, Y.; YANG, Y.; ZHANG, Y.; GAO, B. Microplastic pollution in soils and groundwater: Characteristics, analytical methods and impacts. Chemical Engineering Journal, [s. l.], v. 425, p. 131870, 2021.
20. JÄRLSKOG, I.; STRÖMVALL, A. M.; MAGNUSSON, K.; GALFI, H.; BJÖRKLUND, K.; POLUKAROVA, M.; GARÇÃO, R.; MARKIEWICZ, A.; ARONSSON, M.; GUSTAFSSON, M.; NORIN, M.; BLOM, L.; ANDERSSON-SKÖLD, Y. Traffic-related microplastic particles, metals, and organic pollutants in an urban area under reconstruction. Science of The Total Environment, [s. l.], v. 774, p. 145503, 2021.
21. KATAOKA, T.; NIHEI, Y.; KUDOU, K.; HINATA, H. Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. Environmental Pollution, [s. l.], v. 244, p. 958–965, 2019.
22. KAY, P.; HISCOE, R.; MOBERLEY, I.; BAJIC, L.; MCKENNA, N. Wastewater treatment plants as a source of microplastics in river catchments. Environmental Science and Pollution Research, [s. l.], v. 25, n. 20, p. 20264–20267, 2018. Disponível em: <https://link-springer-com.ez87.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s11356-018-2070-7>. Acesso em: 12 abr. 2023.
23. KIRSTEIN, I. V.; HENSEL, F.; GOMIERO, A.; IORDACHESCU, L.; VIANELLO, A.; WITTGREN, H. B.; VOLLERTSEN, J. Drinking plastics? – Quantification and qualification of microplastics in drinking water distribution systems by µFTIR and Py-GCMS. Water Research, [s. l.], v. 188, p. 116519, 2021.

24. KLASIOS, N.; DE FROND, H.; MILLER, E.; SEDLAK, M.; ROCHMAN, C. M. Microplastics and other anthropogenic particles are prevalent in mussels from San Francisco Bay, and show no correlation with PAHs. Environmental Pollution, [s. l.], v. 271, p. 116260, 2021.
25. LAGLBAUER, B. J. L.; FRANCO-SANTOS, R. M.; ANDREU-CAZENAVE, M.; BRUNELLI, L.; PAPADATOU, M.; PALATINUS, A.; GREGO, M.; DEPREZ, T. Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. Marine Pollution Bulletin, [s. l.], v. 89, n. 1–2, p. 356–366, 2014.
26. LIU, F.; OLESEN, K. B.; BORREGAARD, A. R.; VOLLERTSEN, J. Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. Science of The Total Environment, [s. l.], v. 671, p. 992–1000, 2019.
27. LIU, Y.; LI, Z.; JALÓN-ROJAS, I.; WANG, X. H.; FREDJ, E.; ZHANG, D.; FENG, L.; LI, X. Assessing the potential risk and relationship between microplastics and phthalates in surface seawater of a heavily human-impacted metropolitan bay in northern China. Ecotoxicology and Environmental Safety, [s. l.], v. 204, p. 111067, 2020.
28. MINTENIG, S. M.; KOOI, M.; ERICH, M. W.; PRIMPKE, S.; REDONDO- HASSELERHARM, P. E.; DEKKER, S. C.; KOELMANS, A. A.; VAN WEZEL, A. P. A systems approach to understand microplastic occurrence and variability in Dutch riverine surface waters. Water Research, [s. l.], v. 176, p. 115723, 2020.
29. MONTAGNER, C. C. et al. Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. Quim. Nova, v. 44, n. 10, 2021.
30. PAGE, M.J., McKenzie, J.E., Bossuyt, P.M. et al. The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. Syst Rev 10, 89 (2021). https://doi.org/10.1186/s13643-021-01626-4.
31. PAPPIS, T.; KAPUSTA, S. C.; OJEDA, T. Metodologia de extração de microplásticos associados a sedimentos de ambientes de água doce. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 26, n. 4, p. 749–756, 11 out. 2021.
32. PEREIRA, M. L. O. V. C. et al. Public perception as an instrument of environmental education: A study on microplastics. Research, Society and Development, v. 10, n. 7, p. e45210715411–e45210715411, 28 jun. 2021.
33. SOUZA, M. T. DE; SILVA, M. D. DA; CARVALHO, R. DE. Integrative review: what is it? How to do it? Einstein (São Paulo), v. 8, n. 1, p. 102–106, mar. 2010.
34. WHITEHEAD, P. G.; BUSSI, G.; HUGHES, J. M. R.; CASTRO-CASTELLON, A. T.; NORLING, M. D.; JEFFERS, E. S.; RAMPLEY, C. P. N.; READ, D. S.; HORTON, A. A. Modelling Microplastics in the River Thames: Sources, Sinks and Policy Implications. [s. l.], 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13060861>.
35. PAKHOMOVA, S.; BEREZINA, A.; LUSHER, A. L.; ZHDANOV, I.; SILVESTROVA, K.; ZAVIALOV, P.; VAN BAVEL, B.; YAKUSHEV, E. Microplastic variability in subsurface water from the Arctic to Antarctica. Environmental Pollution, [s. l.], v. 298, p. 118808, 2022.
36. PALER, M. K. O.; LEISTENSCHNEIDER, C.; MIGO, V.; BURKHARDT-HOLM, P. Low microplastic abundance in Siganus spp. from the Tañon Strait, Central Philippines. Environmental Pollution, [s. l.], v. 284, p. 117166, 2021.
37. PEREIRA, J. M.; RODRÍGUEZ, Y.; BLASCO-MONLEON, S.; PORTER, A.; LEWIS, C.; PHAM, C. K. Microplastic in the stomachs of open-ocean and deep-sea fishes of the North-East Atlantic. Environmental Pollution, [s. l.], v. 265, p. 115060, 2020.
38. PÉREZ-REVERÓN, R.; GONZÁLEZ-SÁLAMO, J.; HERNÁNDEZ-SÁNCHEZ, C.; GONZÁLEZ-PLEITER, M.; HERNÁNDEZ-BORGES, J.; DÍAZ-PEÑA, F. J. Recycled wastewater as a potential source of microplastics in irrigated soils from an arid-insular territory (Fuerteventura, Spain). Science of The Total Environment, [s. l.], v. 817, p. 152830, 2022.
39. POST, C.; BRÜLISAUER, S.; WALDSCHLÄGER, K.; HUG, W.; GRÜNEIS, L.; HEYDEN, N.; SCHMOR, S.; FÖRDERER, A.; REID, R.; REID, M.; BHARTIA, R.; NGUYEN, Q.; SCHÜTTRUMPF, H.; AMANN, F. Application of Laser-Induced, Deep UV Raman Spectroscopy and Artificial Intelligence in Real-Time Environmental Monitoring—Solutions and First Results. Sensors 2021, Vol. 21, Page 3911, [s. l.], v. 21, n. 11, p. 3911, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1424-8220/21/11/3911/htm>. Acesso em: 12 abr. 2023.
40. PRESTON-WHYTE, F.; SILBURN, B.; MEAKINS, B.; BAKIR, A.; PILLAY, K.; WORSHIP, M.; PARUK, S.; MDAZUKA, Y.; MOOI, G.; HARMER, R.; DORAN, D.; TOOLEY, F.; MAES, T. Meso- and microplastics monitoring in harbour environments: A case study for the Port of Durban, South Africa. Marine Pollution Bulletin, [s. l.], v. 163, p. 111948, 2021.
41. RAHMAYANTI, R.; ADJI, B. K.; NUGROHO, A. P. Microplastic Pollution in the Inlet and Outlet Networks of Rawa Jombor Reservoir: Accumulation in Aquatic Fauna, Interactions with Heavy Metals, and Health Risk Assessment. Environment and Natural Resources Journal, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 192–208, 2022.

Disponível em: <https://ph02.tci-thaijo.org/index.php/ennrj/article/view/245950>. Acesso em: 12 abr. 2023.

42. RAMIREZ ARENAS, L.; RAMSEIER GENTILE, S.; ZIMMERMANN, S.; STOLL, S. Fate and removal efficiency of polystyrene nanoplastics in a pilot drinking water treatment plant. Science of The Total Environment, [s. l.], v. 813, p. 152623, 2022.
43. SCIRCLE, A.; CIZDZIEL, J. V.; TISINGER, L.; ANUMOL, T.; ROBEY, D. Occurrence of Microplastic Pollution at Oyster Reefs and Other Coastal Sites in the Mississippi Sound, USA: Impacts of Freshwater Inflows from Flooding. Toxics 2020, Vol. 8, Page 35, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 35, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2305-6304/8/2/35/htm>. Acesso em: 12 abr. 2023.
44. SEMBIRING, E.; FAJAR, M.; HANDAJANI, M. Performance of rapid sand filter - single media to remove microplastics. Water Supply, [s. l.], v. 21, n. 5, p. 2273–2284, 2021.
45. STRADY, E.; DANG, T. H.; DAO, T. D.; DINH, H. N.; DO, T. T. D.; DUONG, T. N.; DUONG, T. T.; HOANG, D. A.; KIEU-LE, T. C.; LE, T. P. Q.; MAI, H.; TRINH, D. M.; NGUYEN, Q. H.; TRAN-NGUYEN, Q. A.; TRAN, Q. V.; TRUONG, T. N. S.; CHU, V. H.; VO, V. C. Baseline assessment of microplastic concentrations in marine and freshwater environments of a developing Southeast Asian country, Viet Nam. Marine Pollution Bulletin, [s. l.], v. 162, p. 111870, 2021.
46. SULLIVAN, G. L.; GALLARDO, J. D.; JONES, E. W.; HOLLLIMAN, P. J.; WATSON, T. M.; SARP, S. Detection of trace sub-micron (nano) plastics in water samples using pyrolysis-gas chromatography time of flight mass spectrometry (PY-GCToF). Chemosphere, [s. l.], v. 249, p. 126179, 2020.
47. TREILLES, R.; GASPERI, J.; GALLARD, A.; SAAD, M.; DRIS, R.; PARTIBANE, C.; BRETON, J.; TASSIN, B. Microplastics and microfibers in urban runoff from a suburban catchment of Greater Paris. Environmental Pollution, [s. l.], v. 287, p. 117352, 2021.
48. WANG, G.; LU, J.; LI, W.; NING, J.; ZHOU, L.; TONG, Y.; LIU, Z.; ZHOU, H.; XIAYIHAZI, N. Seasonal variation and risk assessment of microplastics in surface water of the Manas River Basin, China. Ecotoxicology and Environmental Safety, [s. l.], v. 208, p. 111477, 2021.
49. WANG, S.; JIAN, Q.; ZHANG, P.; ZHANG, J.; ZHAO, L.; LIU, D.; KANG, X. Tracing Land-Based Microplastic Sources in Coastal Waters of Zhanjiang Bay, China: Spatiotemporal Pattern, Composition, and Flux. Frontiers in Marine Science, [s. l.], v. 9, p. 1206, 2022.
50. WEBER, F.; KERPEN, J.; WOLFF, S.; LANGER, R.; ESCHWEILER, V. Investigation of microplastics contamination in drinking water of a German city. Science of The Total Environment, [s. l.], v. 755, p. 143421, 2021.
51. WHITEHEAD, P. G.; BUSSI, G.; HUGHES, J. M. R.; CASTRO-CASTELLON, A. T.; NORLING, M. D.; JEFFERS, E. S.; RAMPLEY, C. P. N.; READ, D. S.; HORTON, A. A. Modelling Microplastics in the River Thames: Sources, Sinks and Policy Implications. [s. l.], 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13060861>
52. ZHANG, Y.; ZHOU, G.; YUE, J.; XING, X.; YANG, Z.; WANG, X.; WANG, Q.; ZHANG, J. Enhanced removal of polyethylene terephthalate microplastics through polyaluminum chloride coagulation with three typical coagulant aids. Science of The Total Environment, [s. l.], v. 800, p. 149589, 2021.