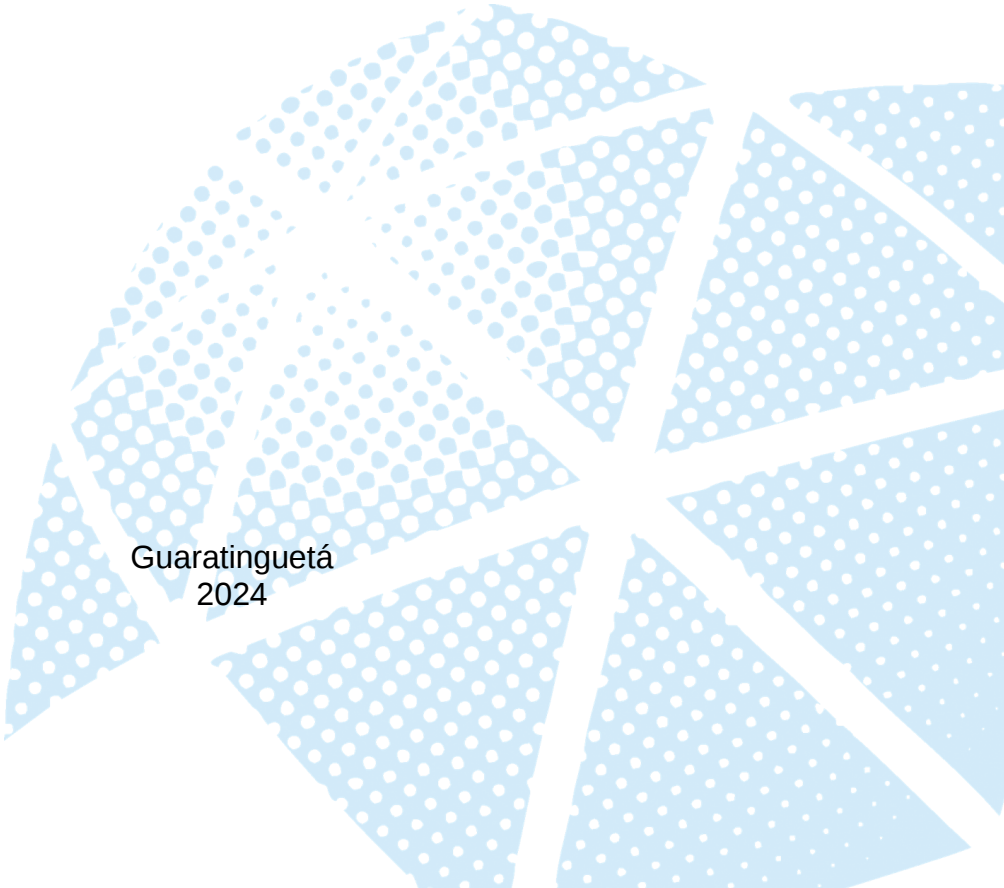


UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
Faculdade de Engenharia e Ciências de Guaratinguetá

DANIEL FERRARI LEITE

**Análise de metodologias de detecção de microplásticos nas águas do Rio
Paraíba do Sul, no município de Guaratinguetá - SP**

Guaratinguetá
2024



DANIEL FERRARI LEITE

**Análise de metodologias de detecção de microplásticos nas águas do Rio
Paraíba do Sul, no município de Guaratinguetá - SP**

Trabalho de graduação apresentado à
Universidade Estadual Paulista
(UNESP), Faculdade de Engenharia e
Ciências de Guaratinguetá, para
obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Civil

Orientadora: Prof^a Dr^a Isabel Cristina de
Barros Trannin

Guaratinguetá
2024

L533a	Leite, Daniel Ferrari Análise de metodologias de detecção de microplásticos nas águas do Rio Paraíba do Sul, no município de Guaratinguetá - SP / Daniel Ferrari Leite - Guaratinguetá, 2024. 64 f : il. Bibliografia: f. 52-64 Trabalho de Graduação em Engenharia Civil – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia e Ciências de Guaratinguetá, 2024. Orientadora: Profª. Dra. Isabel Cristina de Barros Trannin 1. Contaminantes emergentes na água. 2. Recuperação e remediação ambiental. 3. Poluição - Aspectos ambientais. I. Título. CDU 504.05
-------	--

DANIEL FERRARI LEITE

**Análise de metodologias de detecção de microplásticos nas águas do Rio
Paraíba do Sul, no município de Guaratinguetá - SP**

Trabalho de graduação apresentado à Universidade Estadual Paulista (UNESP),
Faculdade de Engenharia e Ciências de Guaratinguetá, Guaratinguetá, para
obtenção do título de Bacharel em Engenharia Civil

Data da defesa: 14/11/2024

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 ISABEL CRISTINA DE BARROS TRANNIN
Data: 02/12/2024 13:04:22-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^a Dr^a Isabel Cristina de Barros Trannin
UNESP-FEG

Documento assinado digitalmente
 TEOFILO MIGUEL DE SOUZA
Data: 02/12/2024 17:58:20-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Teófilo Miguel de Souza
UNESP-FEG

Documento assinado digitalmente
 PAULO SERGIO DOS SANTOS
Data: 02/12/2024 14:58:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Doutorando Paulo Sérgio dos Santos
Programa de Pós-Graduação em Engenharia
UNESP-FEG

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais por terem sempre me incentivado e me proporcionado um ensino de qualidade durante toda minha vida.

Agradeço a todos os professores da Faculdade de Engenharia e Ciências de Guaratinguetá que lecionaram para mim durante meus anos de faculdade. Agradeço especialmente à professora Isabel Cristina de Barros Trannin, por ter aceitado ser minha orientadora nesse trabalho, e ter sempre me ajudado com muita paciência e dedicação.

Agradeço a todos meus colegas de curso pelo companheirismo ao longo dos anos. Agradeço em especial a meu amigo Pedro Luís da Costa Junior, por ter sempre estudado junto comigo e me ajudado múltiplas vezes ao longo desses últimos anos, além de ter sido um grande amigo para mim desde que nos conhecemos.

Agradeço a todos os moradores da república Labyrinth, por todos os anos de companheirismo e por todas as experiências vividas nos anos em que eu morei lá.

Por fim, agradeço à Faculdade de Engenharia e Ciências de Guaratinguetá, por ter me dado todos os recursos para minha formação acadêmica e para a realização desse trabalho.

“A natureza tem resistido a catástrofes muito piores do que as que produzimos. Nada do que fazemos destruirá a natureza, mas podemos facilmente nos destruir.”

James Lovelock

RESUMO

Este trabalho de graduação abordou a poluição por microplásticos no Rio Paraíba do Sul, com foco no trecho localizado no município de Guaratinguetá/SP. O estudo teve como base uma revisão sistemática da literatura técnica e científica disponível, abrangendo as características dos microplásticos, as fontes de contaminação e as metodologias de detecção e quantificação disponíveis. A partir desta revisão, foram identificadas as principais fontes de poluição por microplásticos no Rio Paraíba do Sul e analisadas as técnicas de detecção mais eficazes. As metodologias avaliadas foram: 1) observação microscópica; 2) espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR); 3) espectroscopia Raman; e 4) técnicas termo analíticas. A comparação dessas técnicas levou à seleção da metodologia mais adequada à situação do rio Paraíba do Sul, com base em precisão, sensibilidade, custos e facilidade de uso. Além da análise das técnicas de detecção, o trabalho revisou estudos de caso sobre os impactos ambientais e de saúde pública da poluição por microplásticos e levantou dados sobre os impactos econômicos para a comunidade local, especialmente em termos de qualidade da água e potencial turístico. Com base nesses impactos, foram propostas medidas de mitigação e controle. Os resultados deste estudo geraram uma base sólida para futuras pesquisas e monitoramento dos recursos hídricos no Rio Paraíba do Sul, oferecendo recomendações para a implementação de metodologias de detecção mais eficazes. A análise dos impactos econômicos e de saúde pública também contribuirão para a formulação de políticas e estratégias de controle mais eficientes.

PALAVRAS-CHAVE: Poluição hídrica; Poluentes emergentes; Impactos socioambientais; Metodologias analíticas; Despoluição de rios.

ABSTRACT

This graduation work addresses the pollution by microplastics in the River Paraiba do Sul, focusing on the section located on the city of Guaratinguetá/SP. This study was based on the systematic review of available technical and scientific literature, addressing microplastics' characteristics, sources of contamination and detection and quantification methodologies. From this review, the main sources of microplastic pollution in the River Paraiba do Sul were identified, and the most efficient technics were analyzed. The methodologies evaluated were 1) microscopic observation; 2) Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR); 3) Raman spectroscopy; e 4) thermoanalytics technics. The comparison of those technics led to the selection of the best methodology, based on precision, sensibility, price and ease of use. Other than the analyzing the identification technics, this study reviewed study cases of the environmental and public health impacts of the microplastic pollution, and the raised data about the economic impacts for the local community, especially in terms of water quality and tourism potential. Based on those impacts, it was proposed mitigation and control measures. The results of this study created a solid base for future research and monitoring of the hydric resources of the River Paraiba do Sul, offering recommendations for the implementation of the most efficient technics of detection. The analysis of the economic and public health impacts can also contribute to the formation of politics and strategies of control more efficient.

KEYWORDS: Hydric Pollution; Emergent Pollutants; Socioenvironmental impacts; Analytic methodologies; Rivers depollution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição dos poluentes emergentes ao longo do ciclo da água	15
Figura 2 - Distribuição de produtos de cuidados pessoais (PCPs) via águas residuais no ambiente e na cadeia alimentar	19
Figura 3 - Principais práticas e atividades com potencial de emissão de plásticos e microplásticos no meio ambiente	25
Figura 4 - Localização da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, principais afluentes e Comitês de Bacias Hidrográficas.....	27
Figura 5 - Fluxograma da metodologia utilizada nesse trabalho.....	30
Figura 6 – Diagrama esquemático do método de microscopia óptica aplicada à detecção de microplásticos.....	39
Figura 7 – Fluxograma de uma espectroscopia FTIR.....	40
Figura 8 – Fluxograma de uma espectroscopia de Raman.....	42
Figura 9 – Sistema de Pyr-GC/MS usando pirolisador de microforno equipado com cromatógrafo a gás e espectrômetro de massas.....	43
Figura 10 – Fluxograma dos processos analíticos para análise de microplásticos em diferentes compartimentos ambientais.....	46

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Toxicidade aquática dos principais grupos de medicamentos.....	17
Quadro 2 – Principais vantagens e desvantagens dos métodos de identificação e quantificação de microplásticos analisados.....	44

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

FTIR	Fourier Transform Infrared Spectroscopy
PCPs	Produtos de Cuidados Pessoais
Pyr-GC/MS	Pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry
TDS-GC/MS spectrometry	Thermal Desorption - gas chromatography-mass spectrometry

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	13
2.1	OBJETIVOS GERAIS	13
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3	REVISÃO BIBLIOGRAFICA	14
3.1	POLUENTES EMERGENTES EM ÁGUAS SUPERFICIAIS.....	14
3.1.1	Poluentes emergentes e suas relações com o ciclo da água	15
3.1.2	Principais grupos de poluentes emergentes	16
4	MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1	ÁREA DE ESTUDO	27
4.2	METODOLOGIA	28
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
5.1	SANEAMENTO NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL E EM GUARATINGUETÁ	31
5.2	PRINCIPAIS FONTES DE MICROPLÁSTICOS NO RIO PARAÍBA DO SUL	32
5.3	IMPACTOS DA POLUIÇÃO POR MICROPLÁSTICOS	34
5.4	TÉCNICAS DE DETECÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS.....	37
5.4.1	Microscopia	38
5.4.2	Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)	40
5.4.3	Espectroscopia de Raman	41
5.4.4	Métodos Térmicos	42
5.4.5	Método de Detecção de Microplásticos indicado para o Rio Paraíba do Sul	44
5.5	MITIGAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS ...	48
6	CONCLUSÕES	50
	REFERÊNCIAS	52

1. INTRODUÇÃO

A produção de plásticos tem aumentado em resposta ao crescimento contínuo da população mundial. Estima-se que mais de 320 milhões de toneladas de plástico sejam produzidas anualmente, o que é preocupante, considerando que 94% desses plásticos são descartados em aterros sanitários ou lançados no meio ambiente (Pompêo; Rani-Borges; Paiva, 2022).

Aproximadamente oito milhões de toneladas de plásticos são despejadas anualmente em águas oceânicas, sendo estimado que até 2050 haverá mais plástico do que peixes no oceano. Além disso, cerca de 90% das aves marinhas são encontradas com plástico em seus estômagos (Aguilar; Asencios, 2021).

Microplásticos são definidos como partículas de plástico com tamanho entre 0,1 e 5 mm e estão presentes em todos os continentes, afetando ecossistemas terrestres e aquáticos, alimentos e bebidas. Como não são degradados no meio ambiente, os microplásticos se tornam um problema ambiental gravíssimo, podendo residir na natureza por longos períodos e causar danos aos ecossistemas (Duffles; Freitas; Almeida, 2019; Poli, 2023).

Dentre os possíveis danos que os microplásticos podem causar ao meio ambiente e à saúde pública, destacam-se a morte da fauna, o transporte de outros agentes poluentes e patógenos, o elevado potencial cancerígeno, o estresse físico e oxidativo e respostas imunes no organismo (Bugatti; Almeida; Guimarães; Amâncio, 2023).

De acordo com Horton et al. (2017), entre 70% e 80% dos plásticos presentes em ambientes marinhos são transportados para o mar através dos rios. Com base nesta constatação, Queiroz (2021) ressaltou a necessidade de ampliar a pesquisa sobre microplásticos em ambientes de águas continentais.

O Rio Paraíba do Sul é um dos principais recursos hídricos do Brasil, com uma área total de, aproximadamente, 55.500 km², abrangendo 180 municípios (Gonçalves; Oliveira, 2023). Esse rio é extremamente importante tanto para o desenvolvimento econômico quanto para o abastecimento hídrico de milhares de pessoas (Cintra et al., 2020). No entanto, recebe diariamente cerca de 1 bilhão de litros de esgoto doméstico sem tratamento, o que é preocupante, pois os efluentes sanitários podem conter microplásticos em quantidades significativas, mesmo após os tratamentos

convencionais. A alta carga de esgoto doméstico e industrial lançada no Rio Paraíba do Sul sem tratamento adequado tem resultado em sérios impactos sobre a biodiversidade, sendo responsável até mesmo pela extinção de algumas espécies nativas do rio (Silva, 2023; Horton et al., 2017).

Atualmente, não há uma regulamentação estabelecida para as metodologias de detecção e quantificação de microplásticos no ambiente, dificultando a análise de dados obtidos e pesquisas, bem como o avanço de novas pesquisas (Carvalho; Widmer; Lira, 2021).

Considerando a relevância dos temas abordados, este trabalho teve como objetivo analisar as diferentes metodologias de detecção e quantificação de microplásticos em águas de rios, buscando identificar as mais eficazes para a análise das águas do Rio Paraíba do Sul, no trecho de Guaratinguetá/SP, considerando suas vantagens, limitações e custos. Também serão discutidos os principais impactos ambientais, socioeconômicos e de saúde pública da poluição por microplásticos no Rio Paraíba do Sul, com o intuito de propor medidas de mitigação, remediação e controle.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar comparativamente diferentes metodologias de detecção e quantificação de microplásticos para identificar a(s) mais eficaz(es) e apropriada(s) para análise das águas do Rio Paraíba do Sul no trecho do município de Guaratinguetá/SP.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Revisar a literatura científica relacionada à poluição de corpos d'água por microplásticos, com ênfase nas características e nas fontes de contaminação do Rio Paraíba do Sul;
- Identificar as metodologias disponíveis para a detecção e quantificação de microplásticos em amostras de água, considerando suas vantagens, limitações e custos, para identificar as mais eficazes e apropriadas para análise das águas do Rio Paraíba do Sul no trecho do município de Guaratinguetá/SP.
- Identificar e discutir os principais impactos ambientais, socioeconômicos e de saúde pública da poluição do Rio Paraíba do Sul por microplásticos, para propor medidas de mitigação e controle.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os microplásticos estão entre os poluentes emergentes presentes em águas residuais tratadas por processos convencionais. Devido às interações no ciclo da água, esses contaminantes têm sido reportados em águas subterrâneas e superficiais, inclusive em águas potáveis. Como os processos convencionais não podem garantir a remoção ou biotransformação completa desses poluentes, é necessário estudar processos que assegurem sua eliminação completa.

Esta revisão da literatura foi conduzida para descrever e fornecer uma visão geral das informações disponíveis sobre os microplásticos, que estão entre os grupos mais significativos de poluentes emergentes que podem ser encontrados nas águas residuais e no meio ambiente. Além disso, descreve os principais caminhos de entrada e distribuição dos microplásticos no meio ambiente através do ciclo da água e das águas residuais, bem como alguns dos possíveis efeitos que podem causar à flora, fauna e seres humanos.

Também são descritas as diferentes metodologias disponíveis para a detecção e quantificação de microplásticos em amostras de água e os principais impactos ambientais, econômicos e de saúde pública causados pela poluição de rios por microplásticos e as respectivas medidas de mitigação e controle.

3.1 POLUENTES EMERGENTES EM ÁGUAS SUPERFICIAIS

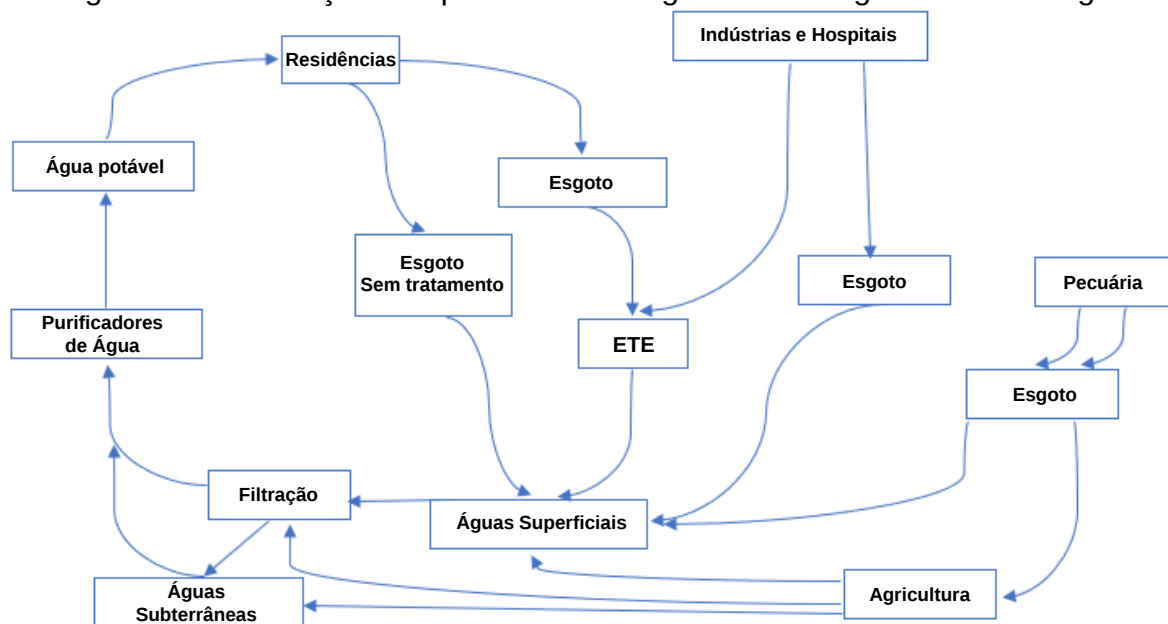
Os poluentes emergentes constituem um grupo específico de substâncias naturais ou sintéticas, que apresentam elevado potencial de contaminação de seres humanos, flora e fauna e que são originadas por materiais de uso crescente pela sociedade moderna. Essas substâncias podem ser originadas de diferentes fontes, como medicamentos, produtos de cuidado pessoal, embalagens em geral, agrotóxicos, hormônios, entre outras (Adamson et al., 2017; Adeel et al., 2017).

Eles representam um grande perigo não só ao meio ambiente, mas também à sociedade, visto que, geralmente, não são degradados por métodos convencionais de tratamento, podendo seguir na água até mesmo após passar por estações de tratamento, podendo alcançar fontes de abastecimento humano e contaminá-las (Souza; Souza, 2017).

3.1.1 Poluentes emergentes e suas relações com o ciclo da água

Os poluentes emergentes podem estar presentes em todo o ciclo da água, como pode ser observado na Figura 1. De acordo com Bracamontes-Ruelas et al. (2022) é preciso considerar que as principais formas de entrada de poluentes emergentes em águas superficiais, águas subterrâneas e água potável são os efluentes provenientes de esgotos residenciais, seguidos pelos efluentes industriais, hospitalares e agropecuários. As águas residuárias ou efluentes, provenientes de diferentes atividades antrópicas, convergem em um determinado ponto do ciclo da água e distribuem os poluentes emergentes nos reservatórios naturais até que a água seja captada e tratada para ser distribuída como água potável.

Figura 1 - Distribuição dos poluentes emergentes ao longo do ciclo da água



Fonte: Adaptada de Bracamontes-Ruelas et al. (2022) e Barceló; Alda (2021).

Os poluentes emergentes podem causar problemas para a flora e a para a fauna mesmo em baixas concentrações (Saidulu et al., 2021). Neste aspecto, Lee et al. (2020) verificaram o acúmulo de alguns contaminantes emergentes em espécies de peixes do rio Tamsui, em Taiwan. De acordo com os autores, esses peixes acumularam os poluentes emergentes que foram, subsequentemente, consumidos por humanos, causando problemas à saúde. Com base nesta constatação, verificou-se que os poluentes emergentes também podem atingir os humanos através da cadeia trófica, por meio de espécies animais e vegetais utilizadas como alimentos. Estes

autores também verificaram que a principal fonte de descarga dos poluentes emergentes analisados provinha de produtos utilizados em residências e efluentes de estações de tratamento de esgoto.

Uma das principais fontes de entrada de poluentes emergentes nos efluentes e no ambiente aquático é o descarte direto de substâncias utilizadas em residências, indústrias, hospitais, pecuária e agricultura nos esgotos (Figura 2). Outra rota é a excreção humana, tendo em vista que os poluentes emergentes são consumidos pelos humanos e depois excretados na forma de composto original ou como metabólitos, que às vezes não são degradados ou alterados nas estações de tratamento de esgoto (ETEs) (Malmborg; Magnér, 2015).

A contaminação da água por poluentes emergentes pode gerar efeitos em todo o ecossistema das águas atingidas, e já foi provado que pode gerar efeitos no sistema endócrino, tanto das espécies atingidas quanto da população humana que tiver uma fonte de abastecimento de água contaminada (Reis Filho; Luvizotto-Santos; Vieira, 2007).

O problema dos poluentes emergentes se agrava ainda mais quando se leva em consideração seus altos custos de monitoramento, criando limites no número de substâncias a serem monitoradas. A criação de um banco de dados extensivo de poluentes emergentes permitiria a descoberta das propriedades de diversos poluentes desse tipo, o que é necessário para o desenvolvimento de métodos adequados de tratamento de água que possam remover esse tipo de emergente da natureza (Vasilachi et al., 2021).

3.1.2 Principais grupos de poluentes emergentes

Fármacos

Tejada; Quiñonez; Peña (2014) estudaram o comportamento de 212 medicamentos de consumo humano e verificaram que 35% são excretados nas fezes e 64% são excretados na urina, no entanto, cerca de 42% dos medicamentos excretados na urina são metabólitos.

Os fármacos humanos estão incluídos na lista oficial de poluentes emergentes relatada pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

(Castillo-Zacarías et al., 2021). Os medicamentos encontrados em sistemas aquáticos pertencem aos seguintes grupos de classificação: analgésicos e anti-inflamatórios, antibióticos, antidepressivos, antiepiléticos, medicamentos cardiovasculares e citostáticos, entre outros (Heberer, 2002; Jones, Voulvoulis, Lester, 2002).

O Quadro 1 apresenta o nível de toxicidade dos medicamentos mais prejudiciais ao ambiente aquático, com base na concentração efetiva média máxima (EC₅₀). Também foram incluídos os grupos taxonômicos mais sensíveis para cada grupo de medicamentos (Jones, Voulvoulis, Lester, 2002).

Quadro 1 - Toxicidade aquática dos principais grupos de medicamentos

Grupos de Medicamentos	Extremamente tóxico EC ₅₀ < 0,1 mg L ⁻¹	Altamente tóxico EC ₅₀ 0,1-1 mg L ⁻¹	Tóxico EC ₅₀ 1-10 mg L ⁻¹	Prejudicial EC ₅₀ 10-100 mg L ⁻¹	Não tóxico EC ₅₀ >100 mg L ⁻¹
Analgésicos			D	D, E	
Antibióticos	A	B			
Antidepressivos		D			
Antiepiléticos			C		D, E
Cardiovasculares		D			
Citostáticos		A		D, E	

*Grupos taxonômicos sensíveis: A = Microrganismos; B = Algas; C = Cnidários; D = Crustáceos; E = Peixes.

Fonte: Adaptado de Bracamontes-Ruelas et al. (2022).

Como pode ser observado, o grupo de antibióticos apresenta a maior toxicidade em ambientes aquáticos, seguido pelos antidepressivos e os microrganismos são o grupo taxonômico mais afetado pelos antibióticos. No entanto, os microrganismos podem ser afetados de duas formas. Na primeira, quando os antibióticos atingem os corpos d'água em concentrações elevadas, as populações de microrganismos patogênicos e não patogênicos podem ser reduzidas. Por outro lado, em baixas concentrações, os antibióticos podem promover o desenvolvimento de resistência em alguns microrganismos patogênicos. Esse efeito pode resultar em problemas graves para a saúde humana (Scott et al., 2021; Stuart et al., 2012), o que torna os antibióticos uma prioridade especial entre os outros grupos de medicamentos a serem tratados.

Zaied et al. (2020) destacaram que a indústria farmacêutica e os hospitais são os principais geradores de efluentes contaminados por fármacos.

Na indústria farmacêutica a água é utilizada em diferentes etapas do processo produtivo, desde a lavagem de equipamentos até a extração do medicamento de interesse. Vale ressaltar que os efluentes gerados nos processos de fabricação farmacêutica contêm tanto o medicamento em sua forma original quanto uma ampla

variedade de compostos tóxicos que são prejudiciais aos seres humanos, flora e fauna em geral (Zaied et al., 2020).

Com base nestas informações, verifica-se que os medicamentos mais comumente usados e consumidos podem variar de um país para outro, assim como o nível de contaminação causado pela sua incidência na água potável e o perigo que representam para as pessoas. Portanto, é urgente tratar ou remover os medicamentos que estão presentes nos sistemas aquáticos.

Produtos de Cuidados Pessoais (PCPs)

O grupo de poluentes emergentes identificados como produtos de cuidados pessoais, também abreviado como PCPs, pode ser adquirido sem receita e está comumente disponível em lojas de departamentos e farmácias nas seções de saúde e beleza (Figueiredo et al., 2016).

Os PCPs, assim como qualquer outro poluente emergente, chegam ao ambiente aquático através das estações de tratamento de esgotos e podem incluir repelentes de mosquitos, surfactantes, agentes antifúngicos, agentes antimicrobianos, fragrâncias e protetores solares, que são amplamente utilizados em áreas urbanas (Pal et al., 2014).

De acordo com Delgado et al. (2020), a concentração de PCPs e medicamentos varia de acordo com a região e a estação do ano, mas ao contrário dos medicamentos, não sofrem uma mudança significativa em sua estrutura molecular, tendo em vista que a maioria é projetada para uso externo, como perfumes e protetores solares, não sendo metabolizada pelo consumo humano.

Segundo Pemberthy et al. (2020), a toxicidade dos PCPs dependerá diretamente da concentração do poluente emergente e do tempo de exposição do organismo. Bartrons e Peñuelas (2017) destacam que as plantas podem acumular e metabolizar PCPs, afetando-as e prejudicando os organismos que as consomem, como os seres humanos (Figura 2).

da exposição aos pesticidas para proteger os ecossistemas aquáticos (Chow et al., 2020).

Os pesticidas mais comercializados são os organofosforados, carbamatos, organoclorados, neonicotinoides, triazóis e amidas (Zhou et al., 2020).

Os pesticidas também são usados em áreas residenciais, especificamente em gramados e jardins, o que pode fazer com que essas substâncias cheguem ao sistema de esgoto e às águas subterrâneas por meio do escoamento causado pelas chuvas. Além disso, os pesticidas podem entrar no corpo humano por contato com a pele, inalação, pelos olhos ou ingestão (Meftaul et al., 2020).

Por outro lado, Kalantary et al. (2022) relataram a presença de 16 pesticidas em água de rios e água potável, estabelecendo que a concentração de alguns pesticidas era muito alta e, portanto, inaceitável, pois poderia causar danos às pessoas que utilizam a água do rio. Deve-se enfatizar que a pesquisa destacou o pesticida aldrin, que pode ser perigoso devido ao risco carcinogênico que representa para crianças e adolescentes, fator que promove seu consumo a longo prazo quando encontrado na água potável.

Além disso, Mojiri et al. (2020) mostraram que as concentrações máximas de pesticidas em corpos d'água chegaram a $1,21 \cdot 10^5 \text{ ng L}^{-1}$ no rio Karun no Irã, com bioacumulação respectiva de pesticidas em peixes de até $26,1 \cdot 10^3 \text{ g Kg}^{-1}$, afetando os peixes e a cadeia alimentar.

Segundo Saleh et al. (2020), os desafios na remoção de pesticidas dos efluentes incluem a estrutura molecular e o pH dos pesticidas, que pode variar de 0,5 a 14. Portanto, é necessário investigar métodos de tratamento eficazes para a degradação e remoção de pesticidas das águas residuais para mitigar os problemas ambientais e de saúde associados à sua presença.

Hormônios

Hormônios são substâncias bioquímicas provenientes das glândulas endócrinas de humanos e animais (Sacdal; Madriaga; Espino, 2020).

Nos seres humanos, os hormônios são produzidos nas células individuais dos testículos, córtex adrenal, ovários e placenta. Os testículos geram testosterona (um andrógeno), e o córtex adrenal produz aldosterona, cortisol e deidroepiandrosterona.

Os ovários geram estrógenos, geralmente divididos em estradiol, 4-androstene-3, 17-diona e progesterona, e, finalmente, a placenta também gera estradiol, progesterona e uma substância chamada estriol (Bracamontes-Ruelas et al., 2022). Os hormônios são transportados através da corrente sanguínea e causam a ativação de funções, incluindo crescimento, reprodução e funções metabólicas gerais (Sacdal; Madriaga; Espino, 2020).

Atualmente, a presença de hormônios sintéticos e naturais em águas têm atraído grande atenção devido aos efeitos que podem causar nos organismos, mesmo quando estão em baixas concentrações ($\mu\text{g L}^{-1}$ ou ng L^{-1}). Além disso, sabe-se que os hormônios são disruptores endócrinos (Sta Ana; Espino, 2020) e sua presença nas águas superficiais depende principalmente da eficiência, capacidade e tecnologia aplicada pelas estações de tratamento de esgotos (Jálová et al., 2013).

Como resultado, hormônios naturais e sintéticos chegam aos sistemas aquáticos através do lançamento de esgotos domésticos, hospitalares, agrícolas, agropecuários e industriais (Sta Ana, Espino, 2020; Aris et al., 2014) concluíram que a presença de compostos estrogênicos sintéticos, detectados em vários ambientes aquáticos, tem recebido muita atenção devido à sua alta bioatividade, toxicidade e persistência. Esses compostos podem causar problemas de saúde, como redução da fertilidade e problemas carcinogênicos, ao serem ingeridos por meio de água e alimentos contaminados (Jarošová et al., 2014).

Além disso, também indicaram que a poluição ambiental causada por compostos estrogênicos leva a um desequilíbrio no ambiente aquático, onde os peixes são os principais afetados, uma vez que as alterações nas características dos peixes machos provocam a diminuição da população de peixes. Da mesma forma, foi identificado que o desenvolvimento pré-natal e pós-natal em mulheres e homens deve manter uma relação adequada entre estrogênios e andrógenos, caso contrário, não se alcançará uma formação completa dos órgãos reprodutivos (Ramírez-Sánchez et al., 2015).

Além disso, Jarošová et al. (2014) definiram, com base em 15 testes in vitro, a concentração estrogênica que pode ser considerada segura em efluentes municipais. Eles indicaram que, para tempos de exposição prolongados de mais de 60 dias, uma concentração de $0,4 \text{ ng L}^{-1}$ foi considerada segura. Para tempos de exposição menores que 60 dias, uma concentração de $0,5\text{--}2 \text{ ng L}^{-1}$ foi considerada segura em

termos de níveis seguros de equivalentes estrogênicos (SEQ-SSEs) dos efluentes a serem lançados nos corpos receptores. Vale mencionar que hormônios sintéticos presentes em pílulas anticoncepcionais são eliminados na urina, sendo altamente relevante quantificar, tratar e remover urgentemente estes hormônios dos esgotos domésticos.

SARS-CoV-2: Um Fator Importante nas Águas Residuais

O SARS-CoV-2, vírus da Covid-19, também foi encontrado em estações de tratamento de esgotos domésticos em alguns países, como EUA, Austrália, Espanha, Japão, França, Índia e Países Baixos (Bracamontes-Ruelas et al., 2022). No entanto, embora não haja evidências de que a presença de SARS-CoV-2 em efluentes esteja diretamente relacionada à transmissão do vírus, a sua detecção pode servir como um indicador para acompanhar casos de COVID-19 (Hu et al., 2021). Além disso, pesquisadores como Cao e Francis (2021) concluíram uma forte correlação entre a concentração de SARS-CoV-2 em águas residuais e os casos existentes em uma determinada comunidade.

No entanto, é imperativo afirmar que o vírus SARS-CoV-2 está presente em efluentes provenientes de indivíduos assintomáticos, pré-sintomáticos e sintomáticos. Ahmad et al. (2021) esclarece que o SARS-CoV-2 pode sobreviver de horas até sete dias, dependendo do tipo de matriz em que se encontra.

Portanto, com base nestas informações, é essencial observar que o SARS-CoV-2 pode se tornar um parâmetro de qualidade medido nos efluentes. Isso pode levar à adoção de novos métodos de tratamento de águas residuais ou modificações nos métodos convencionais existentes para eliminar o SARS-CoV-2 (Bracamontes-Ruelas et al., 2022).

Além disso, o vírus SARS-CoV-2 não prospera em níveis de pH extremos, entre 2-3 e 12-13, ao longo de um dia (Chan et al., 2020). Consequentemente, métodos de tratamento que operam em pH extremos podem ser utilizados para a remoção do vírus SARS-CoV-2, como os Processos de Oxidação Avançada (POAs) que funcionam em faixas ácidas.

Plásticos e Microplásticos

Entre os poluentes emergentes, neste trabalho de graduação será dado enfoque aos microplásticos, considerando que nas últimas décadas, o uso de materiais plásticos tornou-se cada vez mais comum na indústria, agricultura, medicina e em produtos de uso diário (Geyer et al., 2017), devido à sua praticidade, durabilidade, baixo custo e elevada resistência (Xia et al., 2020), cujo descarte inadequado no ambiente tem resultado em impactos ambientais, socioeconômicos e à saúde pública.

O termo “plástico” se refere a “um material sintético obtido por meio de fenômenos de polimerização ou multiplicação artificial dos átomos de carbono nas correntes moleculares dos compostos orgânicos, derivados do petróleo ou de outras substâncias naturais” (Carneiro; Silva; Guenther, 2021).

De acordo com Pompêo; Rani-borges; Paiva (2022), a poluição por plásticos constitui hoje um dos principais problemas ambientais associados aos ambientes aquáticos de água doce. Essa problemática, reforçada pela produção de materiais plásticos, aumenta a cada ano e pelo fato de que grande parte do que é produzido é disposto inadequadamente no ambiente. Além disso, este autor ressalta que os plásticos possuem características que os tornam altamente resistentes no ambiente, resultando em impactos negativos sobre a biota aquática.

Estima-se que 94% do plástico produzido mundialmente é destinado a aterros sanitários ou liberados no meio ambiente, o que se torna alarmante quando se leva em conta a alta produção desse material no mundo. No meio ambiente, a durabilidade do plástico, que normalmente seria tomada como uma grande vantagem industrial e comercial, se torna um problema grave, visto que ela faz com que o plástico possa levar entre centenas e milhares de anos para se degradar, impactando o ambiente de diversas formas nesse período (Pompêo; Rani-Borges; Paiva, 2022).

Nas últimas décadas, a presença de partículas plásticas diminutas nos ecossistemas constitui uma nova face dessa problemática ambiental. Os microplásticos, como são chamadas estas partículas, possuem diâmetro entre 0,1 e 5 mm e podem ser gerados a partir de processos industriais ou ainda por agentes ambientais (Pompêo; Rani-Borges; Paiva, 2022). Outras terminologias podem ser utilizadas para classificar partículas com tamanhos menores ou maiores aos dos microplásticos. O termo nanoplásticos, por exemplo, tem sido utilizado para definir

partículas ainda menores, com diâmetro inferior a 0,001 mm, ou 1000 nm (Sobhani et al., 2020). Partículas com tamanho superior ao dos microplásticos podem ser classificadas como mesoplásticos ou macroplásticos. Os mesoplásticos são aquelas partículas com diâmetro entre 5 e 25 mm. As partículas com diâmetro maior que 25 mm são chamadas de macroplásticos (Weber; Opp, 2020).

Os microplásticos podem ser divididos em primários e secundários. Os microplásticos primários são os que são produzidos propositalmente, como por exemplo os presentes em cosméticos, em produtos de higiene pessoal e na indústria têxtil, sendo relevante comentar que este último utiliza microplásticos na produção de tecidos sintéticos, e que esses microplásticos podem ser liberados durante a lavagem das roupas que possuem esses tecidos. Já os microplásticos secundários são os que surgem através da degradação de macroplásticos, quando eles são expostos a intempéries, sejam elas biológicas, mecânicas, foto-oxidativas, térmicas ou induzidas por ozônio e hidrólise (Olivatto; Carreira; Tornisiello; Montagner, 2018).

Os polímeros mais comuns que compõem os microplásticos são o polietileno (PE), o polietileno tereftalato (PET), o policloreto de vinila (PVC), o polipropileno (PP), o poliestireno (PS) e o poliuretano (PU). Cada um desses polímeros possui suas próprias características e é usado em diversos produtos mundialmente (Aguiar; Asencios, 2021).

Os microplásticos estão presentes no ar, em ecossistemas terrestres, aquáticos, em alimentos e bebidas, oceanos, rios, lagos, reservatórios, estuários, regiões polares e estações de tratamento de esgoto e água potável (Poli, 2023; Pompêo; Rani-Borges; Paiva, 2022). Existem registros de microplásticos presentes em organismos da Fossa das Marianas, o local mais profundo do oceano, e de outras cinco fossas profundas no oceano (Montagner; Dias; Paiva; Vidal, 2021). Estudos já chegaram a detectar a presença de microplásticos em placentas humanas, podendo alterar, entre outras coisas, a regulação das células presentes na placenta (Ragusa, 2021).

Estima-se que, por ano, um cidadão médio dos Estados Unidos consuma entre 39,000 e 52,000 microplásticos, com base no estilo de alimentação do país e a inalação de microplásticos presentes no ar. Alguns dos principais alimentos com quantidades significativas de microplásticos são o açúcar, sal, frutos do mar, mel, álcool, bebidas engarrafadas e a água de torneira (Cverenkárová et al., 2021). A figura 3 mostra algumas das principais fontes de plásticos e microplásticos no meio ambiente,

podem induzir respostas tóxicas cujos impactos podem se espalhar pela cadeia trófica. Sabe-se que os microplásticos podem entrar na cadeia trófica através de consumidores mais basais, como o zooplâncton, e atingir organismos de níveis tróficos mais elevados, como peixes de grande porte (Zhang et al., 2020).

Os rios são considerados uma das principais fontes de poluição por microplásticos, uma vez que transportam grande parcela dos microplásticos advindos do ambiente terrestre até o ambiente marinho. Entretanto, deve ser considerado que parte destes poluentes podem adentrar na cadeia trófica ou ainda ser alocados no sedimento destes ambientes, especialmente em pontos com menor turbulência das águas, como reservatórios. Assim, os ecossistemas de água doce desempenham fundamental papel na compreensão deste tipo de poluição (Winton et al., 2020). Além dos efeitos tóxicos causados pelos microplásticos sobre diversos grupos de organismos, estes fragmentos podem ainda influenciar a distribuição de outros poluentes. Bakir; Rowland; Thompson (2014) demonstraram que a superfície de fragmentos de plásticos permite a adsorção de poluentes orgânicos persistentes, como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) e bifenilpoliclorados (PCBs). Estes poluentes orgânicos podem causar diversos efeitos sobre humanos. A capacidade de adsorver poluentes faz com que estes fragmentos promovam a dispersão de outros poluentes contribuindo para a distribuição global de poluentes, o que amplia a problemática ambiental dos microplásticos sobre ecossistemas aquáticos. Existem diversas estratégias para redução de microplásticos no ambiente. Em 2015, o governo dos Estados Unidos proibiu a venda de produtos de cuidado pessoal que contivessem microesferas de plástico, eliminando uma das maiores fontes de microplástico do país. A substituição de plásticos convencionais por plásticos biodegradáveis, em conjunto de um aumento na reciclagem e reutilização de plásticos também podem ajudar muito a reduzir a quantidade de plástico presente no ambiente, consequentemente reduzindo a quantidade de microplásticos (Wu; Yang; Criddle, 2017).

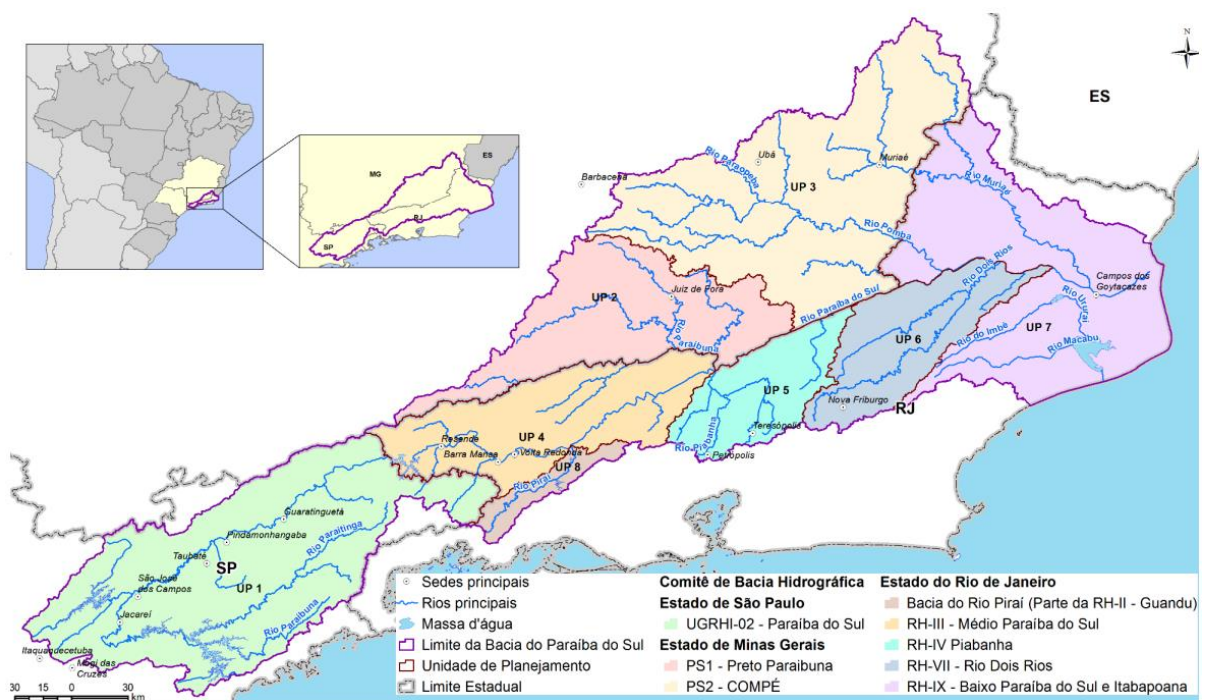
Nos tópicos seguintes deste trabalho serão abordadas as características dos microplásticos, as fontes de poluição e as metodologias de detecção e quantificação, bem como os principais impactos ambientais, socioeconômicos e à saúde pública da poluição por microplásticos no Rio Paraíba do Sul, com foco no trecho localizado no município de Guaratinguetá/SP.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDO

O Rio Paraíba do Sul é formado pela confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna. Ele possui uma extensão de cerca de 1150km, sendo a segunda maior bacia hidrográfica do leste brasileiro (Figura 4). O Rio Paraíba do Sul percorre os estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, abrangendo 180 municípios, e é responsável pelo abastecimento de milhares de pessoas nesses estados (Queiroz, 2021; Souza Jr., 2004).

Figura 4 - Localização da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, principais afluentes e Comitês de Bacias Hidrográficas



Fonte: AGEVAP/CEIVAP (2021).

Os principais afluentes do rio Paraíba do Sul são o rio Jaguari, rio Paraibuna, rio Pomba e rio Muriaé, na margem esquerda, e o rio Pirai, rio Piabanha e rio Dois Rios, na margem direita (Carvalho et al., 2023).

De acordo com Silva (2023) até o ano de 2021, 67,79% do território da bacia do Paraíba do Sul era ocupado pela agricultura, seguida da ocupação de 28,13% por florestas. Os principais usos das águas do Rio Paraíba do Sul incluem o abastecimento da população, a diluição de esgotos, a irrigação, a geração de energia

elétrica e, em menor escala, a pesca, aquicultura, recreação e navegação, sendo demandados cerca de $17,01 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de água para o abastecimento da população que ocupa a região da bacia do Rio Paraíba do Sul, $16,89 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para o uso industrial e $12,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para o uso agrícola (Silva, 2023).

As vulnerabilidades da bacia do Rio Paraíba do Sul à poluição tiveram início no período colonial, com a monocultura da cana-de-açúcar, seguida da cafeicultura que promoveu grandes queimadas na extensão do rio, causando perda de produtividade, degradação e erosão do solo. Posteriormente, diversas empresas se instalaram nas margens do rio, contribuindo para a degradação da qualidade de suas águas, devido ao lançamento de esgotos, muitas vezes sem qualquer tipo de tratamento (Silva, 2023).

O município de Guaratinguetá, localizado na bacia do Rio Paraíba do Sul, é um exemplo deste padrão de desenvolvimento econômico. O município possui 118.044 habitantes e uma área de $752,64 \text{ km}^2$, cuja densidade populacional é de $156,84 \text{ hab. km}^{-2}$, enquanto o estado tem, em média, $178,92 \text{ hab. km}^{-2}$, está inserido no bioma Mata Atlântica, e na Região Hidrográfica Atlântico Sudeste (IBGE, 2022). O clima do município é definido como Aw na escala Köppen, sendo tropical chuvoso, com invernos secos e o mês mais frio do ano com temperaturas médias superiores a 18° (Mattos, 2015).

4.2. METODOLOGIA

Inicialmente foi realizada uma revisão sistemática da literatura técnica e científica existente, para embasar o estudo sobre a poluição por microplásticos no Rio Paraíba do Sul. Com base nesta revisão foram analisadas as características dos microplásticos e suas fontes de contaminação, com ênfase no trecho do rio localizado no município de Guaratinguetá/SP.

A revisão foi conduzida utilizando bases de dados acadêmicas, como *Google Scholar*, *Scopus* e *Web of Science*, utilizando palavras-chave relacionadas a microplásticos, poluição hídrica por microplásticos, técnicas e metodologias de detecção e quantificação de microplásticos em amostras de água, características do Rio Paraíba do Sul, sendo incluídos estudos que abordaram a identificação e a

quantificação de microplásticos em corpos d'água, suas origens e impactos ambientais, socioeconômicos e à saúde pública.

Com base nesta revisão foram identificadas as principais fontes de poluição por microplásticos no Rio Paraíba do Sul, as técnicas e metodologias mais eficazes e apropriadas para a análise das águas deste rio no trecho do município de Guaratinguetá/SP, considerando as especificidades do rio e as principais fontes de contaminação deste corpo d'água por microplásticos.

Para identificar a metodologia mais eficaz para a detecção e quantificação de microplásticos nas águas do Rio Paraíba do Sul, foram selecionadas e comparadas diferentes técnicas:

- 1) Microscopia: consiste na utilização do microscópio óptico e eletrônico na identificação de microplásticos e para diferenciar e contar as partículas destes poluentes;
- 2) Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR): técnica que permite a análise da composição química dos microplásticos, identificando diferentes tipos de polímeros presentes nas amostras;
- 3) Espectroscopia Raman: similar à FTIR, é utilizada para identificar a composição química dos microplásticos com alta precisão, sendo as amostras analisadas em um espectrômetro Raman para determinar a natureza dos microplásticos;
- 4) Métodos de análise térmica: como o Pyr-GC-MS e o TDS-GC/MS, que consistem na análise dos produtos da degradação térmica das amostras para identificação dos microplásticos presentes.

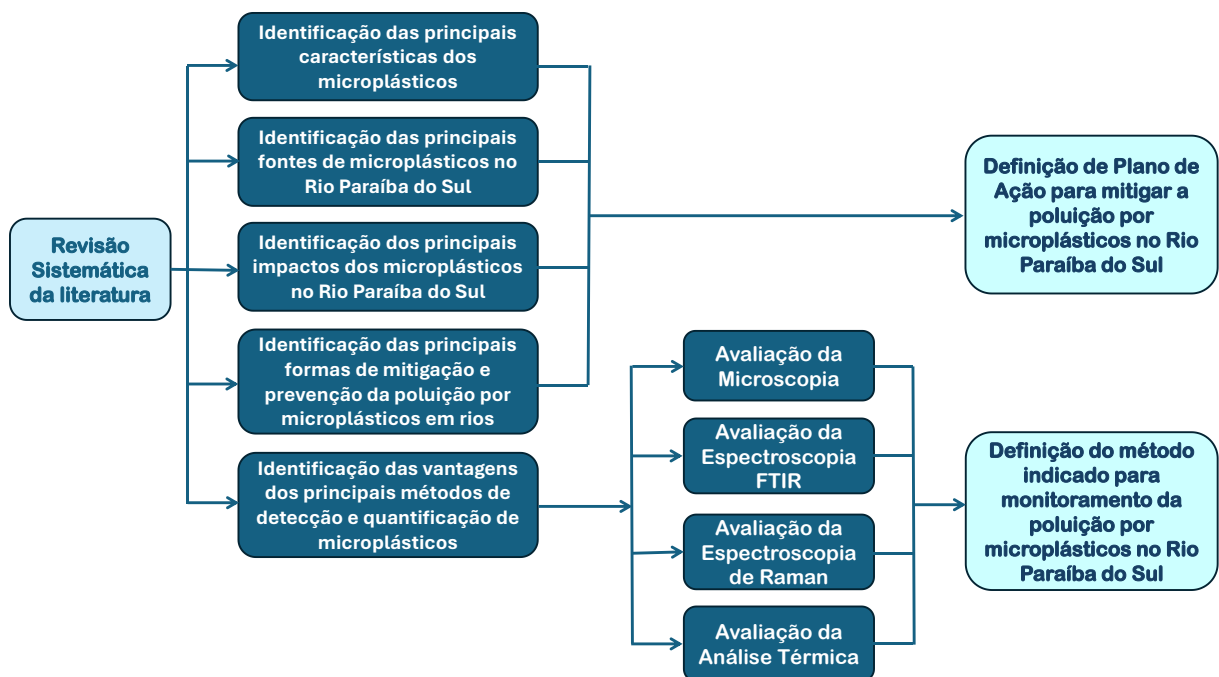
As informações obtidas sobre as diferentes metodologias de detecção foram analisadas para determinar sua eficácia em termos de precisão, sensibilidade, custos e facilidade de uso. Nesta análise foram comparadas as quantidades e tipos de microplásticos detectados por cada método, bem como os custos associados a cada técnica. A metodologia mais adequada foi selecionada com base nos critérios estabelecidos e nas necessidades específicas para análise das águas do Rio Paraíba do Sul.

Com base nos resultados obtidos, foram elaboradas recomendações para a implementação da metodologia mais eficaz para monitoramento contínuo da poluição por microplásticos no rio Paraíba do Sul.

Para identificar e discutir os impactos da poluição por microplásticos no Rio Paraíba do Sul, foram revisados relatórios técnicos sobre os impactos ambientais, socioeconômicos e à saúde pública relacionados à presença de microplásticos em corpos d'água. Com base nos impactos identificados foram propostas medidas de mitigação e controle baseadas nas evidências encontradas na revisão da literatura e nas análises realizadas.

Os resultados obtidos neste trabalho de graduação poderão contribuir para o avanço do conhecimento sobre a eficácia das diferentes metodologias de detecção de microplásticos em ambientes aquáticos, especificamente no contexto do Rio Paraíba do Sul. A Figura 5 apresenta um fluxograma da metodologia utilizada, abordando todas as etapas desenvolvidas para a execução deste trabalho de graduação.

Figura 5 - Fluxograma da metodologia utilizada nesse trabalho



Fonte: Autor.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 SANEAMENTO NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL E EM GUARATINGUETÁ

De acordo com o atual Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – PIRH-PS, aprovado em 14 de junho de 2021, pela deliberação do Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul - CEIVAP nº 301/2021, o sistema de abastecimento de água dos municípios da bacia é 60% administrado pelas Companhias Estaduais de Saneamento, o restante é administrado pelas próprias prefeituras, ou operado pelo Serviço Autônomo e Empresas Privadas (Agevap-Ceivap, 2021).

No Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto, elaborado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS 2017 (Brasil, 2019), 6,57% da população dos municípios da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, que apresentaram informações, não têm acesso ao sistema de abastecimento público, totalizando 348.942 habitantes.

Além disso, a Pesquisa Nacional do Saneamento Básico apresentada no diagnóstico do Ceivap, Agevap, Cohidro (2015), apontou que cerca de 30% dos municípios da bacia relatam problemas com racionamento de água, devido à ocorrência de estiagem, falta de água nos mananciais e infraestrutura precária.

Os sistemas de esgotamento sanitário existentes na bacia são administrados, em sua maioria, pelas prefeituras municipais (Agevap-Ceivap, 2021). Com base nas informações do Atlas de Esgoto (ANA, 2017), cerca de 87% do esgoto gerado na bacia são coletados, entretanto, somente 41,3% passa por tratamento antes de ser lançado nos corpos d'água, 5% do esgoto é destinado a soluções individuais como fossa séptica e 7,85% são desprovidos de qualquer atendimento.

Quanto aos resíduos sólidos, dados disponibilizados no Plano Nacional de Saneamento Básico – Plansab para o período de 2014 a 2033 (BRASIL, 2014), indicaram que em 2013 eram geradas 4.521 toneladas de resíduos sólidos domésticos por dia na área urbana da bacia hidrográfica do Paraíba do Sul, sendo 99% coletados. De acordo com dados do diagnóstico apresentado pelo Ceivap, Agevap, Cohidro (2015), os resíduos coletados eram encaminhados para quatro destinos: aterro sanitário (16 unidades na bacia), lixão (15 lixões na bacia recebendo 26% do resíduo

coletado), aterro controlado (forma de disposição predominante na bacia, onde 25 aterros controlados recebem 44% do total de resíduos coletados) e Unidade de Compostagem (apenas 2% dos resíduos são encaminhados à usina de compostagem, técnica que transforma resíduos orgânicos em composto orgânico). Após 10 anos, está sendo elaborado o Plano Nacional de saneamento Básico de 2023, que certamente apresentará dados mais atualizados sobre o Saneamento Básico da bacia do Rio Paraíba do Sul.

Estas informações indicam que atualmente, os serviços de saneamento básico da bacia do Rio Paraíba do Sul são precários, principalmente quanto ao esgotamento sanitário, tendo em vista que de 87% do esgoto coletado, somente cerca de 41% passam por tratamento antes de serem lançados no rio. Desta forma, sua segurança hídrica está ameaçada por ter que atender um elevado número de habitantes e, ao mesmo tempo, um dos maiores parques industriais do país.

De acordo com dados do IBGE (2022), 89,16% da população de Guaratinguetá afasta seus esgotos por meio de rede geral, rede pluvial ou fossa ligada à rede, 2.278 habitantes utilizam fossa séptica ou fossa filtro não ligada à rede e 130 habitantes empregam outras soluções. O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2022), apontou que o município gera aproximadamente 7.042 mil m³ de esgotos por ano, dos quais cerca de 78,5% são coletados, e destes, apenas 25,5% são tratados, sendo estimado o despejo de 1.515,86 mil m³ de esgotos sem tratamento no ambiente.

Esse cenário é alarmante e aponta para problemas de curto a médio prazo, envolvendo o crescimento populacional e, conseqüentemente, o aumento da demanda de água para seus múltiplos usos e a redução do volume disponível, devido ao lançamento de esgotos industriais, domésticos e agrícolas no Rio Paraíba do Sul.

5.2 PRINCIPAIS FONTES DE MICROPLÁSTICOS NO RIO PARAÍBA DO SUL

O crescimento industrial no Vale do Paraíba, apesar de muito importante para a economia local, foi um dos principais responsáveis pelo aumento da poluição do Rio Paraíba do Sul. Esse crescimento ocorreu rapidamente, principalmente nas margens do rio, facilitando a utilização indevida da água e o lançamento de esgotos e outros poluentes industriais no rio (Souza; Bacicurinski; Silva, 2010; Souza Jr., 2004).

Os principais setores industriais instalados na bacia do Rio Paraíba do Sul são os de alimentos, bebidas, vestuários e acessórios, que juntos representam mais de 25% destes estabelecimentos. A maioria dos empreendimentos industriais de grande porte descarta suas águas residuárias diretamente no Rio Paraíba do Sul, dos quais, somente metade afirma realizar algum tipo de tratamento dos efluentes (Feres et al., 2005).

Além dos despejos industriais, destaca-se a falta de tratamento de esgotamento sanitário. Cerca de 1 bilhão de litros de esgoto doméstico são lançados por dia no Rio Paraíba do Sul, sem nenhuma forma de tratamento. Isso se deve ao fato de que, aproximadamente 90% dos municípios, que compõem a bacia hidrográfica não contam com nenhuma estação de tratamento de esgoto, somado ao fato de que somente 87% da população do estado de São Paulo possui rede de coleta de esgoto, e somente 74% desse esgoto é tratado (Silva, 2023; ANA, 2022; Souza; Bacicurinski; Silva, 2010).

A inundação de áreas urbanizadas próximas ao rio também pode ser considerada como fonte de poluição, tendo em vista que este tipo de inundação pode levar vários tipos de resíduos ao rio. Nesse contexto, é importante levar em conta que as áreas baixas das cidades de Campos dos Goytacazes, Lorena, Cachoeira Paulista, Guaratinguetá, Aparecida, Jacareí e São José dos Campos, possuem uma probabilidade muito significativa para a ocorrência de inundação (Souza Jr., 2004) (Mihai et al., 2022).

Também é importante considerar que a própria população lança diversos tipos de resíduos no Rio Paraíba do Sul, aumentando ainda mais as taxas de poluição (Souza; Bacicurinski; Silva, 2010). Considerando que o descarte inadequado de resíduos sólidos e de esgoto é uma das principais fontes de poluição ambiental por microplásticos (Montagner; Dias; Paiva; Vidal, 2021), pode-se afirmar que estas fontes de poluição são algumas das principais formas de entrada de microplásticos no Rio Paraíba do Sul.

O município de Guaratinguetá se destaca por sua excelente infraestrutura turística e industrial, abrigando a maior indústria química da América Latina, a BASF, além de indústrias nos setores têxtil, vidreiro, alimentício, de laticínios e metalomecânico. Essa diversidade econômica contribui para um custo de vida

reduzido, no entanto, a baixíssima taxa de tratamento do esgoto coletado é uma das potenciais fontes de microplásticos nas águas do Rio Paraíba do Sul.

5.3 IMPACTOS DA POLUIÇÃO POR MICROPLÁSTICOS

Com o avanço tecnológico da produção de microplásticos desde sua entrada no mercado, há mais de meio século, estes materiais têm se tornado cada vez mais duráveis e resistentes. Dessa forma, os impactos ambientais causados por estes poluentes emergentes estão se tornando cada vez maiores, devido, principalmente, à baixíssima degradabilidade e alta taxa residual nos diferentes ecossistemas (Duffles; Freitas; Almeida, 2019).

Em ambientes marinhos, os microplásticos podem ter impactos danosos a flora, afetando os processos de fotossíntese e o crescimento das microalgas, além de que eles podem se acumular ao longo da cadeia alimentar. Nesse contexto, é válido ressaltar que a microbiota marinha gera cerca de 55% do oxigênio produzido no planeta, fazendo com que o impacto dos microplásticos nesses organismos possa gerar impactos globais em toda a biosfera (Bitencourt Belo et. al, 2021).

É estimado que aproximadamente 267 espécies de organismos marinhos são afetadas pelos microplásticos ao redor do mundo, incluindo ostras, moluscos, asquelmintos, crustáceos, e até mesmo de peixes pequenos (Pompêo; Rani-Borges; Paiva, 2022; Vargas; Silva; Oliveira; Molina, 2022). Os principais impactos da poluição por microplásticos em diferentes espécies de animais marinhos, estão inclusos a redução da taxa de fertilidade e da capacidade de desenvolvimento de embriões, a diminuição da habilidade de se alimentar, a redução no armazenamento de gordura, alterações nas respostas imunológicas, mudanças de comportamento, entre outros (Yang; Chen; Wang, 2021).

A poluição do solo por microplásticos também pode impactar o meio ambiente. Quando ingeridos pelos animais presentes no solo, os microplásticos podem causar uma falsa sensação de saciedade, fazendo com que eles ingiram menos alimento, podendo levar a diminuição do crescimento do animal, ou até a morte. Além disso, a ingestão de microplásticos por esse tipo de animal pode causar danos no esôfago, obstrução intestinal e redução na reprodução. Por fim, a presença de microplásticos

no solo pode impactar a mobilidade dos animais presentes nesse meio (Guo et al., 2020).

Em plantas contaminadas por microplásticos, seja por contaminação da água ou pelo solo, também há diversos impactos negativos. Dependendo do tipo de planta, os microplásticos podem bloquear suas sementes, impedindo a absorção de água e, dessa forma, atrasando a germinação da planta. Além disso, em algumas plantas a contaminação por microplásticos pode reduzir o crescimento, atrapalhar o processo de fotossíntese, e alterar os sistemas de defesa antioxidante das plantas (Ya et al., 2021).

De acordo com Urli et al. (2023), em bovinos, os microplásticos podem romper barreiras biológicas, como a pele e os tecidos intestinais, testiculares e até mesmo placentários, e causar dano direto. A exposição desses animais aos microplásticos podem gerar inflamações, citotoxicidade, genotoxicidade e imunotoxicidade em seus corpos. Existem evidências de que os microplásticos podem se acumular em tecidos do corpo dos gados, com a acumulação ocorrendo principalmente no fígado, rins, pulmões, coração e cérebro. Essa acumulação se torna preocupante quando se considera que diversos desses animais são consumidos por humanos. Também existem evidências de que os microplásticos podem afetar o sistema reprodutivo desses animais (Urli et al., 2023).

No corpo humano, o local mais provável de ser exposto a microplásticos é o trato gastrointestinal, visto que é o primeiro a ser afetado pela ingestão de alimentos contaminados (Costa; Paixão; Figueiredo; Ferreira, 2023). Ao serem ingeridas por humanos, as partículas de microplásticos maiores que 150µm podem não ser absorvidas, permanecendo no muco intestinal, podendo causar inflamações no intestino e causar efeitos no sistema imunológico, enquanto as partículas menores que 150µm podem atravessar a barreira intestinal, podendo ser fagocitadas pelos enterócitos (Mazzoni et al., 2024).

A saúde humana também pode ser comprometida através da inalação de microplásticos presentes no ar. Apesar de que a maioria das partículas de microplásticos podem ser removidas do sistema respiratório, algumas partículas podem gerar reações inflamatórias, e até mesmo lesões nos sistemas respiratórios, principalmente em pessoas com sistemas de liberação de ar já comprometidos (Blackburn; Green, 2020).

Os microplásticos também podem carregar diversos patógenos, tornando-os vetores de doenças para os animais presentes nos ambientes contaminados e para humanos contaminados. Além disso, eles podem carregar metais pesados, os tornando ainda mais tóxicos e os permitindo causar impactos relacionados a contaminação por metais pesados nos locais onde eles estão presentes (Hale et al., 2020).

Quando em conjunto de microplásticos, os metais pesados podem ter seus efeitos amplificados. Como exemplo temos que, enquanto partículas de poliestireno podem reduzir significativamente o crescimento de algas e o conteúdo de clorofila de algumas algas, esses efeitos se tornam significativamente maiores quando o microplástico está em conjunto de metais como cobre, zinco e manganês. Esse potencial de sinergia entre microplásticos e metais pesados se torna ainda mais alarmante quando se leva em conta que os microplásticos podem carregar tais metais pesados, tornando mais provável a contaminação simultânea por ambos (Pompêo; Rani-Borges; Paiva, 2022).

No Rio Paraíba do Sul, um dos principais impactos da poluição por microplásticos é sua contribuição para a diminuição e desaparecimento de diversas espécies de flora e fauna nativas da bacia do Rio Paraíba do Sul. A extinção de espécies, além de acarretar a diminuição do patrimônio genético, também afeta as relações tróficas entre os seres vivos e a cadeia alimentar em que a espécie extinta estava presente (Silva, 2023).

Considerando os impactos a saúde humana que os microplásticos podem causar e o potencial deles carregarem materiais pesados e diversos tipos de patógenos, se torna evidente que a poluição por microplásticos do Rio Paraíba do Sul também ameaça a saúde pública (Mazzoni, 2024; Blackburn; Green, 2020). Isso se torna alarmante quando se considera que as águas do Rio Paraíba do Sul abastecem milhares de pessoas (Cintra et al., 2020).

A diminuição da qualidade da água pela presença de microplásticos também tem impacto negativo na agricultura e na pecuária, afetando o crescimento das plantas contaminadas através da irrigação e afetando de diversas formas os animais contaminados, podendo até mesmo impactar seus sistemas reprodutivos (Ya et al., 2021; Urli et al., 2023).

A presença de microplásticos também pode impactar as indústrias que utilizam a água do Rio Paraíba do Sul. O setor químico e o de alimentos e bebidas necessita de um alto grau de qualidade da água para a elaboração de seus produtos, de forma que a presença de uma alta quantidade de microplásticos possa comprometer esses setores (Feres et al., 2005).

As consequências abordadas implicam também em impactos econômicos. Os impactos à saúde pública geram maiores gastos ao governo e à população. Os impactos negativos na agricultura e na pecuária afetam diretamente a economia local, visto que reduzem a produção gerada por esse tipo de atividade. A redução da qualidade das águas usadas pelas indústrias faz com que elas tenham que gastar mais recursos com o pré-tratamento da água, ou arriscar ter seus produtos comprometidos, afetando negativamente a economia local. E, apesar de haver poucos estudos quanto ao potencial turístico do Rio Paraíba do Sul, a diminuição da qualidade da água e extinção de espécies nativas impacta negativamente o turismo local, novamente prejudicando a economia.

5.4 TÉCNICAS DE DETECÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS

Antes da realização de qualquer método de identificação ou quantificação de microplásticos, a separação dos microplásticos na amostra é uma etapa útil, que é muitas vezes necessária. Em amostras de água, é comum a filtração da amostra diversas vezes, usando filtros com tamanhos progressivamente menores, com o intuito de remover organismos e partículas maiores, deixando apenas partículas menores, como os microplásticos. Após a filtração, é comum o uso de uma técnica de separação por densidade, como a sedimentação ou a flotação, permitindo manipular a densidade dos microplásticos para isolá-los das outras partículas na amostra de água (Sharma; Sharma; Abhisek, 2024). Para identificar a metodologia mais eficaz para a detecção e quantificação de microplásticos nas águas do Rio Paraíba do Sul, foram selecionadas e comparadas diferentes técnicas, apresentadas e discutidas a seguir.

5.4.1 Microscopia

A microscopia é amplamente utilizada na identificação e quantificação de microplásticos. O método consiste em identificar manualmente e classificar os microplásticos de acordo com suas características físicas, através da utilização de microscópios óticos e microscópios de elétrons. As imagens geradas pela microscopia fornecem informações detalhadas dos objetos presentes nas amostras, permitindo diferenciar partículas plásticas de partículas não plásticas (Shim; Hong; Eo, 2017). Esse método tem como principais vantagens o fato de ser um método com execução simples e direta, além de possuir baixo custo quando comparado com outros métodos de identificação de microplástico. Ela também permite a obtenção de dados sobre cores e formatos dos microplásticos, que podem ser úteis para analisar, por exemplo, a fonte dos microplásticos (Elkhatib; Oyanedel-Craver, 2020).

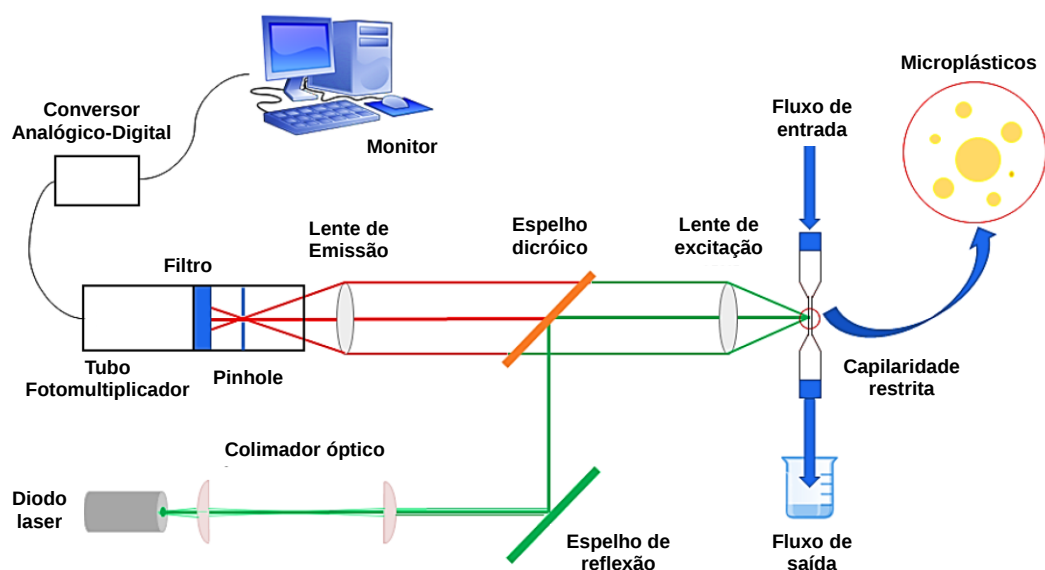
Apesar de eficiente na identificação de partículas maiores que 1 mm, não identifica partículas menores, aumentando as chances de erros. Quando comparado a espectrometria de Raman verificou-se que 32% das partículas plásticas foram erroneamente identificadas. Dessa forma, para a análise completa e mais precisa é recomendado que o uso da microscopia seja realizado em conjunto com outros métodos (Mai et al., 2018; Lenz et al., 2015).

No método vermelho-nilo um composto com esta denominação é adicionado às amostras de água, sendo absorvido pelos microplásticos, facilitando a identificação das partículas marcadas, visto que ele se torna fluorescente quando irradiado com luz azul. Este método é interessante quando se pretende realizar uma microscopia nas amostras, visto que é de baixo custo e rápido, facilitando a identificação de partículas de até 20 μm . Em contrapartida, o vermelho nilo também é absorvido por partículas orgânicas, exigindo a remoção delas para a execução do método. Como atualmente nenhum método de remoção de partículas orgânicas possui garantia completa de eliminar falsos positivos gerados pelo vermelho nilo, este método tende a não ser recomendado para análises precisas (Oliveira, 2020; Erni-Cassola, 2017; Shim; Hong; Eo, 2017).

De acordo com Pizzoferrato; Li; Nicolai (2023), os protocolos de identificação quantitativa dos microplásticos dependem de contagem visual longa e subjetiva, realizada necessariamente em microscópios, por operadores bem treinados. Neste contexto, estes autores propuseram um método automático, rápido, portátil e de baixo

custo para a detecção quantitativa de microplásticos em água. O sistema é baseado na configuração óptica típica de um microscópio confocal de fluorescência, especificamente adaptado para contar automaticamente microplásticos corados com corante em líquidos em fluxo, utilizando um feixe de laser de baixa potência. Os pulsos de fluorescência emitidos pelos microplásticos em movimento são revelados e processados por um *software* específico utilizando um algoritmo de reconhecimento de padrões para discriminar e contar os pulsos reais de fluorescência em meio a flutuações de ruído. O sistema proposto por estes autores foi calibrado com microesferas de poliestireno fluorescentes laranja comerciais de 10 μm e 1 μm , e obteve-se uma notável concordância com as previsões teóricas em relação a diferentes parâmetros. Testes também foram realizados com microplásticos preparados em laboratório e dispersos em diferentes tipos de amostras reais de água. Nesse caso, a concordância com a teoria foi ligeiramente pior e as diferenças encontradas nos resultados quantitativos exigem mais investigações. No entanto, este estudo demonstrou a prova de conceito de um método para contagem automatizada rápida de microplásticos em água. A Figura 6 apresenta um diagrama esquemático do método de microscopia óptica, derivada de um instrumento utilizado para detecção de bactérias, baseado em uma amostra em movimento e um esquema óptico diferente (Nicolai et al., 2021; Toosky et al., 2020).

Figura 6 - Diagrama esquemático do método de microscopia óptica aplicada à detecção de microplásticos.



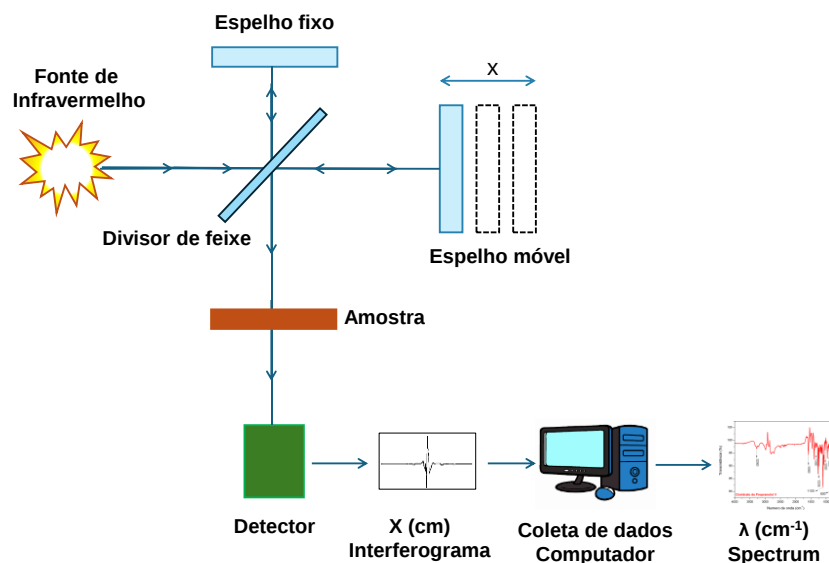
Fonte: Adaptada de Nicolai et al. (2021) e Toosky et al. (2020).

5.4.2 Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)

A Espectroscopia no Infravermelho por transformada de Fourier, ou FTIR, é uma técnica bem conhecida e confiável de identificar diferentes tipos de polímeros de microplásticos. Essa identificação é feita através da comparação dos resultados da espectrografia no infravermelho das amostras obtidas com os resultados de plásticos conhecidos (Veerasingam et al., 2021).

A Figura 7 ilustra o processo da espectroscopia FTIR, em que a radiação de uma fonte policromática colide com um divisor de feixes, que divide a radiação em duas partes, com uma das partes indo para um espelho fixo, e a outra para um espelho móvel. Após ser refletidas pelos espelhos, os feixes se combinam novamente, passam pela amostra e são medidas por um detector, que passa a informação para um computador gerar os resultados da espectroscopia (Ojeda; Dittrich, 2012).

Figura 7 – Fluxograma de uma espectroscopia FTIR



Fonte: Adaptada de Ojeda; Dittrich (2012).

A espectroscopia FTIR permite não só a confirmação de microplásticos nas amostras, mas também a identificação do tipo de plástico presente, bem como a quantidade de plásticos presentes. A utilização desse método reduz a chance de falsos positivos na quantificação de microplásticos, e reduz a chance de partículas sem cor ou textura não serem contabilizadas. Esse método também permite identificar o grau de degradação dos microplásticos presentes (Shim; Hong; Eo, 2017).

A espectroscopia FTIR necessita de instrumentos caros para ser executada, além de necessitar de um operador experiente para obter resultados precisos e interpretá-los corretamente. Além disso, análise de diversos plásticos exige um alto consumo de tempo, e, apesar de existirem métodos de análise semiautomática, esses métodos são raramente aplicáveis. Por fim, esse método não permite a análise de microplásticos menores que 10 μm (Shim, Hong, Eo, 2017; Lenz, et al., 2015).

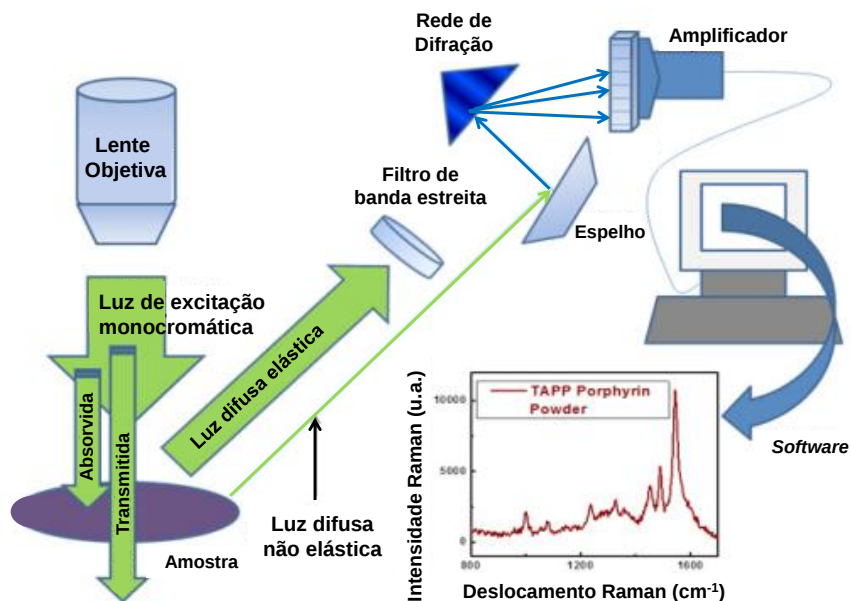
5.4.3 Espectroscopia de Raman

Semelhante à espectroscopia FTIR, a espectroscopia de Raman é um método que caracteriza a estrutura molecular das amostras, permitindo identificar não só a presença de plásticos, mas também o tipo de plástico presente na amostra. Ela ocorre a partir da passagem de um raio laser através da amostra, que resulta em frequências diferentes de luz difusa, dependendo da estrutura molecular e dos átomos presentes. Esse método também utiliza instrumentos caros, e necessita de operadores experientes para uma execução e análise de dados precisa, o tornando comparável à espectroscopia FTIR (Oliveira, 2020; Shim; Hong; Eo, 2017).

A Figura 8 ilustra o processo da espectroscopia de Raman em uma amostra. O processo consiste em medir o comprimento das ondas e a intensidade de uma luz monocromática inelasticamente dispersada pelas moléculas da amostra. Essa luz passa por um filtro de entalhe, que bloqueia luzes elasticamente dispersadas que poderiam interferir nos resultados. Depois, ela passa por um espelho com grades e entra em um amplificador, podendo finalmente ser processada por um *software* que gera os resultados da espectroscopia (Wirnkor, Ebere, Ngozi, 2019).

A espectroscopia de Raman tem a capacidade de identificar partículas de diâmetro entre 20 μm e 1 μm , e, com o uso de pinças óticas, esse método consegue identificar até mesmo partículas menores que 1 μm . Esse método também apresenta melhores resultados em análises de plásticos não polares em comparação aos outros métodos analíticos. Como não há necessidade de contato com a amostra, a espectroscopia de Raman permite que elas se mantenham intactas para análises futuras, além de poder ser realizado diretamente em amostras de água, eliminando os riscos e desafios da secagem da amostra (Elkhatib; Oyanedel-Craver, 2020; Kniggendorf; Wetzel; Roth, 2019; Mai et al., 2018; Shim; Hong; Eo, 2017).

Figura 8 – Fluxograma de uma espectroscopia de Raman



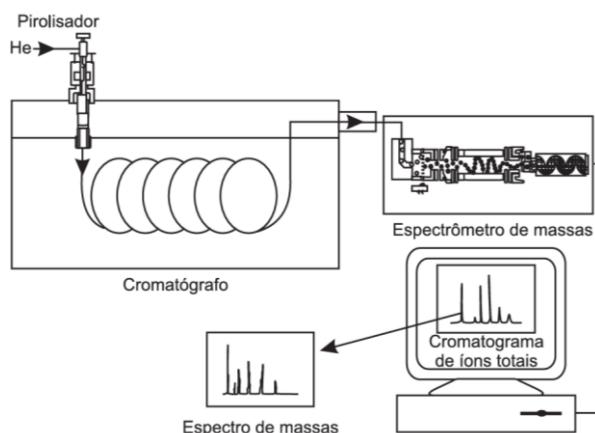
Fonte: Wirnkor, Eber, Ngozi (2019).

Apesar de ambos os métodos empregarem instrumentos de custos elevados, a espectroscopia de Raman utiliza equipamentos de custos ainda mais altos, cerca de cinco vezes maior, que os usados na espectroscopia FTIR. Além disso, esse método é sensível à fluorescência gerada por aditivos e pigmentos químicos presentes em alguns microplásticos, podendo impedir a identificação destes microplásticos nas amostras (Elkhatib; Oyanedel-Craver, 2020; Mai et al., 2018).

5.4.4 Métodos Térmicos

Alguns dos métodos térmicos mais utilizados na identificação e quantificação de microplásticos são a dessorção térmica (TDS), combinada com a cromatografia gasosa (GC) e a espectrometria de massas (MS), conhecida como TDS-GC/MS; e a pirólise ou decomposição térmica acoplada à cromatografia gasosa com espectrometria de massas (Pyr-GC/MS). A principal diferença entre esses métodos é que, enquanto o método da Pyr-GC/MS analisa a cromatografia gasosa do produto da pirólise da amostra, o TDS-GC/MS analisa a cromatografia gasosa do produto da dessorção térmica das amostras (Mai et al., 2018). A Figura 9 apresenta um diagrama esquemático dos componentes do sistema Pyr-GC/MS.

Figura 9 - Sistema de Pyr-GC/MS usando pirolisador de microforno equipado com cromatógrafo a gás e espectrômetro de massas



Fonte: Silvério, Barbosa, Piló-Velozo (2008).

Neste sistema a amostra de água contendo microplásticos é pesada em um Erlenmeyer, que é acoplado ao pirolisador, para aquecimento da amostra até 550°C. O composto pirolisado é levado a um forno de cromatografia gasosa, sendo aquecido até 320°C. Em seguida, um detector seletivo de massa ioniza o produto da pirólise e escaneia os íons entre 10 e 550m/z. Este método de Pyr-GC/MS permite a análise simultânea de polímeros e de aditivos orgânicos e químicos nos microplásticos, além de conseguir caracterizar partículas menores que 10 µm, tornando-o mais vantajoso que a microscopia e a espectroscopia FTIR nesse aspecto.

Esse método também tem a vantagem de permitir analisar tanto partículas únicas quanto amostras brutas, ou seja, amostras que possuem todo seu volume original, sem redução durante o processo de amostragem. A análise de amostras brutas permite obter a concentração de microplásticos na amostra, com o resultado em massa de microplásticos por massa de amostra (Peters, 2018; Razeghi, 2021; Shim; Hong; Eo, 2017).

Apesar da capacidade de obter diversas informações simultaneamente, o método Pyr-GC/MS não permite a análise do número de microplásticos presentes na amostra, nem dos seus formatos e tamanhos. Esse método necessita de operadores experientes e possui um consumo maior de tempo e esforço para a obtenção e análise de dados, quando comparado com a espectroscopia FTIR e de Raman (Shim; Hong; Eo, 2017).

Em relação ao método Pyr-GC/MS, o método TDS-GC/MS permite a análise de amostras maiores, além de medir matrizes mais complexas. Apesar disso, esse

método necessita de maiores quantidades de amostras para ser realizado, não permitindo a análise de partículas isoladas (Snega Priya et al., 2022; Mai et al., 2018).

5.4.5 Método de Detecção de Microplásticos indicado para o Rio Paraíba do Sul

Considerando as vantagens e desvantagens dos métodos de identificação e quantificação de microplásticos analisados, foi estudado qual o melhor método para o monitoramento contínuo do Rio Paraíba do Sul. Para facilitar a análise, as principais vantagens e desvantagens encontradas de cada método estão apresentadas no Quadro 2.

Quadro 2 – Principais vantagens e desvantagens dos métodos de identificação e quantificação de microplásticos analisados

Método	Vantagens	Desvantagens
Microscopia Óptica	- Execução simples e direta - Baixo custo - Permite obter dados sobre cores e formatos dos microplásticos	- Menor precisão quando partículas menores que 1 mm são analisadas
Vermelho Nilo	- Simples, de baixo custo e rápido - Facilita a identificação de partículas de até 20 µm	- Exige a remoção de partículas orgânicas da amostra - Nenhum método de remoção de partículas orgânicas possui garantia de que eliminará os falsos positivos gerados pelo método Vermelho Nilo
Espectroscopia FTIR	- Permite identificar os tipos de microplásticos presentes - Reduz a chance de falsos positivos na quantificação de microplásticos - Permite identificar o grau de degradação das partículas	- Requer o uso de instrumentos caros - Requer um operador experiente - Alto consumo de tempo - Não permite a análise de microplásticos menores que 10 µm
Espectroscopia de Raman	- Permite identificar partículas menores que 1 µm - Pode ser realizada diretamente em amostras de água - Bons resultados em plásticos polares - Mantem a amostra intacta para futuras análises	- Requer o uso de instrumentos de custos mais altos que os utilizados na Espectroscopia FTIR - Requer um operador experiente - Necessidade de preparação da amostra devido à sensibilidade à fluorescência gerada por aditivos e pigmentos químicos
Métodos Térmicos	- Permite a análise simultânea de tipos de polímeros e aditivos orgânicos e químicos presentes nos microplásticos - Permite caracterizar partículas menores que 10 µm - Permite analisar partículas individuais e amostras brutas	- Não permite quantificar, nem identificar os formatos e tamanhos dos microplásticos presentes nas amostras - Necessita de operadores experientes - Demanda tempo e esforço do operador

Fonte: Autor.

O baixo grau de precisão da observação microscópica quando partículas menores que 1 mm são observadas a torna pouco apropriada para análises de monitoramento constante, visto que a imprecisão tornaria difícil uma análise a longo

prazo. Apesar disso, o baixo custo desse método faz com que esse método possa ser utilizado em conjunto com outro método, aumentando a precisão do monitoramento sem aumentar substancialmente seu custo total.

Quanto ao uso do método vermelho nilo, a necessidade da remoção da matéria orgânica da amostra se torna uma das principais desvantagens, visto que isso gera um maior custo e mesmo assim não há garantia da remoção completa da matéria orgânica. Dessa forma, apesar dos benefícios desse método, sua utilização em um monitoramento constante se torna menos adequada.

A limitação no tamanho dos microplásticos que podem ser analisados pela espectroscopia FTIR é uma grande desvantagem quando se busca uma análise completa da quantidade de microplásticos das amostras. Além disso, o alto consumo de tempo necessário para a execução desse método o torna menos interessante para analisar amostras de vários pontos do rio.

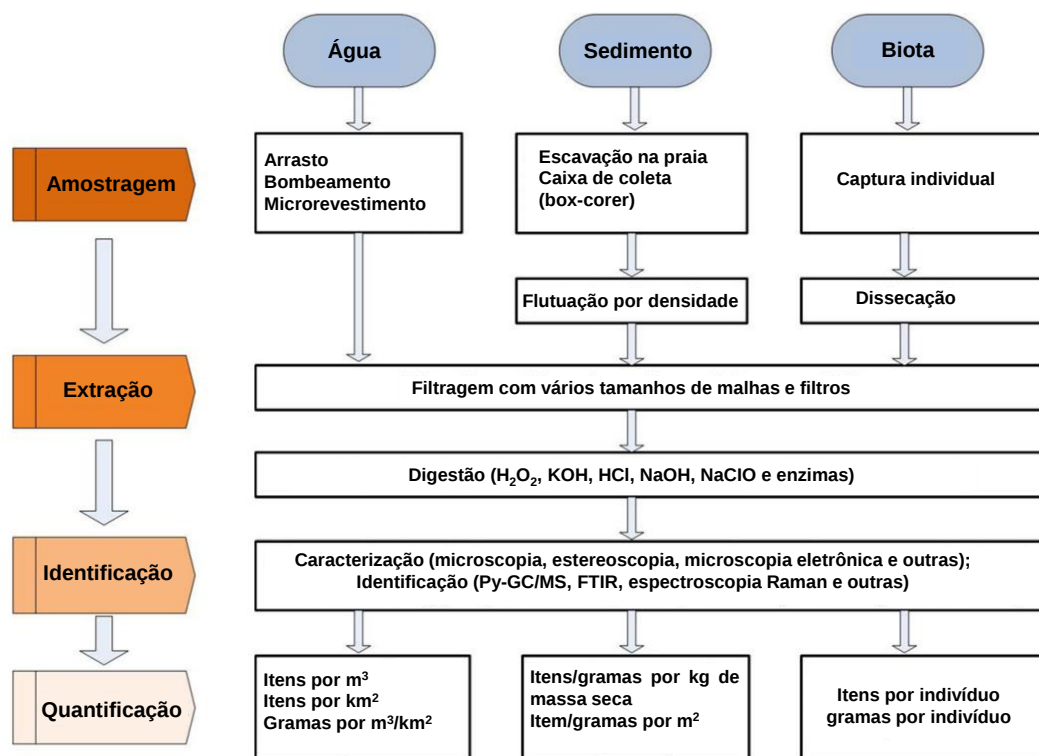
As maiores desvantagens da espectroscopia de Raman são a necessidade de uma maior preparação da amostra para minimizar os erros devido a sensibilidade a aditivos e pigmentos químicos e o maior custo na instrumentação necessário para a execução do método. Apesar disso, sua capacidade de analisar microplásticos menores que 20 μm a torna interessante pois permite uma análise completa dos microplásticos presentes, e a capacidade de analisar diretamente amostras de água e mantê-las intactas para futuras análises a torna relevante para identificar e quantificar as amostras do Rio Paraíba do Sul.

Como a espectroscopia de FTIR, os métodos de análise térmica também possuem um consumo alto de tempo, além de não fornecer informações sobre o formato, tamanho e número de microplásticos presentes nas amostras, as tornando menos interessante para uma análise completa. Dessa forma, conclui-se que o melhor método para ser usado para o monitoramento contínuo de microplásticos no Rio Paraíba do Sul é a espectroscopia de Raman, sendo usado a observação microscópica como método complementar.

Esta análise comparativa entre os principais métodos de detecção de microplásticos utilizados atualmente permitiu uma visão geral do potencial de aplicação, das limitações, vantagens e desvantagens de cada um. Na Figura 10 são apresentadas as metodologias empregadas na amostragem, extração, identificação e quantificação de microplásticos.

Os dados existentes frequentemente são incomparáveis, devido às diversas abordagens utilizadas. Para uma melhor comparação da contaminação por microplásticos em todo o mundo, os procedimentos e metodologias devem ser padronizados para que sejam práticos em todo o processo analítico.

Figura 10 – Fluxograma dos processos analíticos para análise de microplásticos em diferentes compartimentos ambientais.



Fonte: Adaptada de Mai et al. (2018).

Diante das limitações dos métodos e tecnologias existentes, Mai et al. (2018), apresentaram as seguintes recomendações:

- Para a amostragem de sedimentos, a seleção dos locais de amostragem é de extrema importância para fornecer uma contaminação por microplásticos verdadeiramente representativa no local alvo. A profundidade e o local da amostragem (por exemplo, linha de alta, média ou baixa maré) devem ser especificados e padronizados para a amostragem de sedimentos.
- Redes de arrasto ou mantas são fortemente recomendadas para amostragem de água superficial em larga escala em lagos ou mares, pois elas podem filtrar uma grande quantidade de água para coletar microplásticos flutuantes durante a

amostragem. Para incluir a faixa de tamanho de microplásticos menores que o tamanho da malha da rede, também é sugerido o bombeamento de água em massa para complementar o arrasto.

c) Para amostragem de biota, é melhor coletar uma determinada rede alimentar de amostras, como feito em estudos de contaminantes químicos.

d) A separação por densidade ainda é fortemente recomendada para separar microplásticos das amostras de sedimentos. Tecnologias de separação baseadas em diferença de densidade aplicando reagentes complementares como surfatantes devem ser promovidas.

e) Durante a etapa de purificação, a solução de H_2O_2 a 30% combinada com FeSO_4 (Fenton) é altamente recomendada para remover matéria orgânica. Os efeitos das soluções de purificação sobre outros compostos orgânicos alvo devem ser completamente investigados em pesquisas futuras.

f) Continuam sendo um desafio a identificação de partículas plásticas com tamanhos menores que $1\ \mu\text{m}$. Este é o limite de um microscópio óptico e é necessária a triagem antes da identificação instrumental. Tecnologias complementares, como difração de raios X, espectroscopia fotoeletrônica de raios X e espectroscopia de dispersão de energia, são incentivadas para serem utilizadas na identificação de partículas pequenas.

g) A contagem manual é geralmente utilizada para quantificação de microplásticos; no entanto, é muito demorado. Tecnologias de quantificação automatizada, como a citometria de fluxo e tecnologias de imagem acopladas com análise estatística, podem ser adaptadas para obter de maneira eficiente as concentrações de microplásticos em amostras no ambiente. A dispersão de luz dinâmica é sugerida para fornecer a distribuição de tamanho dos microplásticos, embora em escala nano sejam difíceis de detectar usando essa técnica devido à dispersão gerada pelos microplásticos maiores.

As informações obtidas no presente trabalho, indicam que métodos de detecção de microplásticos eficientes devem se tornar uma base sólida para pesquisas que busquem entender as distribuições destes poluentes emergentes em todo o mundo. Além disso, para que políticas públicas eficazes de gerenciamento da poluição por microplásticos sejam criadas é necessária a disponibilidade de dados mais comparáveis e robustos sobre a distribuição, destino, transporte e efeitos dos microplásticos nos ambientes aquáticos, para que estes poluentes sejam reduzidos ou eliminados.

5.5 MITIGAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS

Em casos de transbordamento dos sistemas de esgoto, devido às chuvas intensas ou a outros fatores, os macro e microplásticos presentes no esgoto podem percorrer o meio terrestre e contaminar diretamente rios próximos, antes mesmo de passarem por uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE). Somado a isso, chuvas fortes podem carregar macro e microplásticos presentes no solo, conduzindo-os aos corpos d'água próximos. Nesse contexto, é interessante o uso de tecnologias de controle de objetos flutuantes, como redes e telas, que possam capturar plásticos e outros poluentes nos pontos de descarga do fluxo de água contaminada por estes poluentes. No entanto, essas tecnologias necessitam de manutenção constante, o que pode aumentar os custos e inviabilizá-las a longo prazo (Mihai et al., 2022).

A biodegradação é um método de remediação ecologicamente correto e com bom custo-benefício, quando comparado com métodos abióticos. Algumas bactérias e fungos podem degradar os microplásticos, visto que esses organismos usam esse poluente como fonte de nitrogênio. Alguns estudos, feitos em água doce, mostram que microalgas também podem absorver microplásticos (Ahmed et al., 2023).

Os métodos de sedimentação, flotação, triagem, coagulação e flotação possuem baixos requisitos para operação e baixo custo de manutenção, os tornando uma escolha interessante para a remoção de microplásticos de ambientes aquáticos. Estudos mostram que tais métodos, quando aplicados em ETEs, são capazes de remover quantidades significativas de microplásticos das águas tratadas. Apesar disso, esses métodos não degradam as partículas de microplásticos, mas sim as segregam, gerando um lodo rico em microplásticos, que representam um novo problema ambiental a ser resolvido (Miloloža et al., 2022).

O cultivo de biofilmes é uma opção de remediação que pode biodegradar outros poluentes além dos microplásticos presentes na água. Esse método consiste em oferecer as condições ideais para um biofilme de microrganismos específicos chegar à maturidade, tornando-os capazes de biodegradar microplásticos. Apesar de promissor, esse método ainda necessita de desenvolvimento, visto que atualmente o processo de biodegradação por biofilmes é muito lento e possui um grau de degradação insatisfatório, chegando no máximo a aproximadamente 20% de degradação (Sun et al., 2023).

A degradação fotocatalítica é um método eficiente de baixo custo que permite degradar uma grande variedade de poluentes orgânicos. Esse método tem como principais vantagens o seu uso da luz solar como fonte de energia, alto grau de degradação e geração de partículas inofensivas ao fim do processo (Uheida et al., 2021). Apesar disso, ele tem como desvantagem a necessidade de altos períodos de irradiação solar para fazer efeito (Sun et al., 2023).

Considerando as principais fontes de microplásticos no Rio Paraíba do Sul e os impactos gerados por essa poluição, foram analisados os métodos mais apropriados para a mitigação da poluição por microplásticos no Rio Paraíba do Sul. Tendo em vista o impacto do lançamento de esgotos industriais e domésticos na poluição por microplásticos no Rio Paraíba do Sul, se torna claro a importância de melhorar os sistemas de tratamento de esgoto das cidades que fazem parte desta bacia. Nesse contexto, a degradação fotocatalítica se destaca, devido a seu baixo custo e alto grau de degradação, mostrando-se ideal para degradar os microplásticos presentes na água com o menor impacto econômico negativo (Uheida et al., 2021).

Também é relevante a construção de novas estações de tratamento de esgoto ou aumento da capacidade das existentes, de forma que permita que todo esgoto doméstico e industrial lançado no Rio Paraíba do Sul seja tratado. Como a maior parte das grandes indústrias instaladas às margens do Rio Paraíba do Sul fazem o descarte direto de suas águas residuais no rio (Feres et al., 2005), é necessária uma melhor fiscalização dos sistemas de tratamento de esgoto usados por essas empresas, para garantir que elas retirem de forma apropriada os microplásticos e outros poluentes de suas águas residuais antes do lançamento no rio.

Dessa forma, o plano de ação recomendado neste estudo envolve o aumento da fiscalização dos sistemas de tratamento de esgoto usados pelas empresas instaladas na bacia do Rio Paraíba do Sul, seguido da implementação de sistemas de degradação fotocatalítica nas estações de tratamento que lançam os efluentes neste rio, aliada à construção de novas ETEs e da expansão da capacidade das existentes, com o intuito de abranger toda a população desta bacia. Durante esse processo, deve-se monitorar constantemente a quantidade de microplásticos no Rio Paraíba do Sul, usando a espectroscopia de Raman em conjunto com a observação microscópica, buscando identificar a quantidade, o tipo, e obter informações relevantes dos microplásticos presentes nas águas deste rio.

6. CONCLUSÕES

Esse trabalho conseguiu efetivamente concluir os objetivos propostos, identificando as principais fontes de microplásticos do Rio Paraíba do Sul, os principais impactos da poluição por estes poluentes, a metodologia de detecção e quantificação de microplásticos mais apropriada e as medidas de mitigação mais adequadas para este rio.

Os dados obtidos geraram informações valiosas sobre a prevalência e as características dos microplásticos presentes no Rio Paraíba do Sul, no trecho do município de Guaratinguetá/SP, ampliando a compreensão das fontes de contaminação e dos impactos ambientais associados.

Quanto às fontes de poluição, foram identificadas que os despejos industriais e o lançamento de esgoto doméstico são as principais fontes de microplásticos no Rio Paraíba do Sul, mostrando a importância de haver um sistema de tratamento de esgoto preparado para remover ou degradar os microplásticos da água. Também foram identificados o lançamento de lixo pela população e a inundação de áreas urbanas como fontes poluidoras.

Quanto às metodologias de detecção e quantificação de microplásticos, foi concluído que a melhor metodologia para um monitoramento contínuo de microplásticos no Rio Paraíba do Sul seria o uso da espectroscopia de Raman, com a observação microscópica sendo usada como método complementar. A identificação da técnica que oferece a melhor precisão, sensibilidade e relação custo-benefício para a análise de águas fluviais proporciona uma base sólida para futuras pesquisas e monitoramento dos recursos hídricos da região.

Quanto aos impactos gerados pela poluição por microplásticos no Rio Paraíba do Sul, foi concluído que essa poluição gerava extinção de espécies nativas, danos à saúde pública, impactos na agricultura e na pecuária e impactos na economia local. Dessa forma, mostra-se que a poluição por microplásticos do Rio Paraíba do Sul é um problema grave que afeta diversos aspectos da sociedade.

Por fim, quanto às medidas de mitigação e remediação de microplásticos, foi concluído que é necessário um aumento na capacidade de tratamento de esgoto das cidades próximas ao Rio Paraíba do Sul, bem como a fiscalização das empresas que fazem o lançamento direto de águas residuais no rio, garantindo que elas usem métodos adequados de remoção de microplásticos e outros poluentes antes do

lançamento. Também foi recomendado o uso do método de degradação fotocatalítica nas estações de tratamento de esgoto que tenham como destino o Rio Paraíba do Sul, visto que é um método de baixo custo que possui alto nível de degradação dos microplásticos.

Este trabalho promoveu a integração entre a ciência e a prática ambiental, fornecendo recomendações baseadas em evidências para melhorar as estratégias de monitoramento e redução da poluição por microplásticos, contribuindo para a preservação da qualidade das águas e para a saúde dos ecossistemas e das comunidades envolvidas.

REFERÊNCIAS

ADAMSON, D. T. *et al.* 1,4-Dioxane drinking water occurrence data from the third unregulated contaminant monitoring rule. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 596, p. 236-245, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969717309221>. Acesso em: 25 Oct. 2024.

ADEEL, M. *et al.* Environmental impact of estrogens on human, animal and plant life: A critical review. **Environment international**, Oxford, v. 99, p. 107-119, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412016304494>. Acesso em: 26 Oct. 2024.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA. **Atlas de Esgoto**. Brasília: ANA, 2017. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/atlasaguas>. Acesso em: 25 out. 2024.

AGUIAR, N. R. H.; ASENCIOS, Y. J. O. Microplastics: characteristics, pollution, and technologies for their removal from water-a review. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 7, n. 8, p. 78170-78199, 2021. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/34073>. Acesso em: 30 Sep. 2024.

AHMED, A. S. *et al.* Microplastics in aquatic environments: A comprehensive review of toxicity, removal, and remediation strategies. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 876, p. 162414, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969723010306>. Acesso em: 12 June 2024.

AHMAD, J. *et al.* Prevalence of human pathogenic viruses in wastewater: A potential transmission risk as well as an effective tool for early outbreak detection for COVID-19. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 298, p. 113486, 2021. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC8352675>. Acesso em: 10 June 2024.

AGEVAP; CEIVAP. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (PIRH-PS) (2022-2036)**. Resende: CEIVAP, 2021. Disponível em: <https://www.ceivap.org.br/instrumentos-de-gestao/plano-de-recursos-hidricos#:~:text=O%20atual%20Plano%20Integrado%20de,de%20implementa%C3%A7%C3%A3o%20do%20novo%20plano>. Acesso em: 20 out. 2024.

ARIS, A. Z.; SHAMSUDDIN, A. S.; PRAVEENA, S. M. Occurrence of 17 α -ethynylestradiol (EE2) in the environment and effect on exposed biota: a review. **Environment international**, Oxford, v. 69, p. 104-119, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0160412014001226>. Acesso em: 08 Aug. 2024.

BAKIR, A., ROWLAND, S. J., THOMPSON, R. C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S. l.], v. 140, p. 14-21, 2014. Disponível em: https://pure.port.ac.uk/ws/portalfiles/portal/2805524/Transport_of_persistent_organic_pollutants.pdf. Acesso em: 13 Oct. 2024.

BARCELÓ, L. D.; ALDA, M. J. L. Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. Jornadas de presentación de resultados: el estado ecológico de las masas de agua. **Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas**, Sevilla, p. 1-27, 2008. Disponível em: https://fnca.eu/phocadownload/P.CIENTIFICO/inf_contaminacion.pdf. Acesso em: 27 jun. 2024.

BARTRONS, M.; PEÑUELAS, J. Pharmaceuticals and personal-care products in plants. **Trends in plant science**, [S. l.], v. 22, n. 3, p. 194-203, 2017. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/132091972.pdf>. Acesso em: 13 Aug. 2024.

BITENCOURT BELO, I. C. *et al.* Microplásticos, seus impactos no ambiente e maneiras biodegradáveis de substituição. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 214–228, 2021. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/ric/article/view/54481>. Acesso em: 3 nov. 2024.

BLACKBURN, K.; GREEN, D. The potential effects of microplastics on human health: What is known and what is unknown. **Ambio**, Stockholm, v. 51, n. 3, p. 518-530, 2022. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC8800959/>. Acesso em: 14 June 2024.

BRACAMONTES-RUELAS, A. R. *et al.* Emerging pollutants in wastewater, advanced oxidation processes as an alternative treatment and perspectives. **Processes**, Basel, v. 10, n. 5, p. 1041, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/pr10051041>. Acesso em: 17 June 2024.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Brasília: SNS, 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/diagnosticos-anteriores-do-snis/agua-e-esgotos-1/2017>. Acesso em: 20 out. 2024.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Básico**. Brasília: Ministério das Cidades, 2014. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/plano-nacional-de-saneamento-basico-plansab/plansab-2013-versao-original-de-2014>. Acesso em: 25 out. 2024.

BUGATTI, C. *et al.* Microplásticos e Nanoplásticos e sua relevância na saúde humana: uma revisão de literatura. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 12, n. 1, p. 1-11, 2023. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/39302>. Acesso em: 2 Sep. 2024.

CARNEIRO, T. M. Q. A.; SILVA, L. A.; GUENTHER, M. A poluição por plásticos e a educação ambiental como ferramenta de sensibilização. **Revista Brasileira de**

Educação Ambiental, São Paulo, v. 16, n. 6, p. 1-16, 2021. Disponível em: <https://periodicos.unifesp.br/index.php/revbea/article/view/12347>. Acesso em: 09 jul. 2024.

CARVALHO, K.; WIDMER, W.; LIRA, C. Metodologias para Quantificação de Microplásticos nas Águas do rio Cubatão do Sul, Palhoça - Santa Catarina.

Estrabão, Blumenau, v. 2, n. 1, p. 210–219, 2021. Disponível em: <https://revista.estrabao.press/index.php/estrabao/article/view/58>. Acesso em: 6 set. 2024.

CARVALHO, P. R. S. *et al.* Análise de tendência em séries históricas de vazões na bacia do rio paraíba do sul. *In*: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL, 4., 2023, Campos dos Goytacazes. **Anais eletrônicos** [...], Campos dos Goytacazes: ABRHidro, 2023. Disponível em: <https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/203/IV-SRHPS0011-1-20230209-114112.pdf>. Acesso em: 23 Sep. 2024.

CASTILLO-ZACARÍAS, C.; *et al.* Antidepressant drugs as emerging contaminants: Occurrence in urban and non-urban waters and analytical methods for their detection. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 757, p. 143722, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720372533>. Acesso em: 12 Sep. 2024

CEIVAP; AGEVAP; COHIDRO. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul e Planos de ação de Recursos Hídricos das Bacias Afluentes - Relatório de Diagnóstico**. Resende: AGEVAP, 2015. Disponível em: <https://www.ceivap.org.br/conteudo/rp-6-relatorio-de-diagnostico-rev5-tomo2.pdf>. Acesso em: 8 ago. 2024.

CHAN, K. H.; *et al.* Factors affecting stability and infectivity of SARS-CoV-2. **Journal of Hospital Infection**, Oxford, v. 106, n. 2, p. 226-231, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S019567012030339X>. Acesso em: 6 Aug. 2024.

CHOW, R. *et al.* A review of long-term pesticide monitoring studies to assess surface water quality trends. **Water research X**, [S. l.], v. 9, p. 100064, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2589914720300244>. Acesso em: 21 June 2024.

CINTRA, L. S. *et al.* Monitoramento de parâmetros de qualidade da água do Rio Paraíba do Sul em Campos dos Goytacazes – RJ. **HOLOS**, [S. l.], v. 5, p. 1–16, 2020. Disponível em: <https://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/9564>. Acesso em: 3 de jul. 2024.

COSTA, R. *et al.* Microplásticos e os danos para a saúde humana. *In*: INTERNATIONAL CONGRESS OF HEALTH AND WELL-BEING INTERVENTION-HEALTH, 3., 2023. **Anais eletrônicos** [...], Lima Duarte: Instituto Piaget, 2023. Disponível em: <https://healthwellbeingcongress.ipiaget.org/wp->

content/uploads/sites/25/2024/06/Book-of-Abstracts-of-the-ICHWBI-2023.pdf.
Acesso em: 6 out. 2024.

CVERENKÁROVÁ, K. *et al.* Microplastics in the food chain. **Life**, Basel, v. 11, n. 12, p. 1349, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2075-1729/11/12/1349>. Acesso em: 5 Oct. 2024.

DELGADO, N. *et al.* Occurrence and removal of pharmaceutical and personal care products using subsurface horizontal flow constructed wetlands. **Water Research**, [S. l.], v. 187, p. 116448, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135420309830>. Acesso em: 14 June 2024.

DUFFLES, P. A.; FREITAS, M. M.; ALMEIDA, F. S. Ensinando e aprendendo sobre o ciclo hidrogeológico do plástico: uma experiência em curso de gestão ambiental. *In*: SIMPÓSIO NACIONAL DE ENSINO E HISTÓRIA DE CIÊNCIAS DA TERRA, 9., 2019, Campinas. **Anais eletrônicos [...]**. Campinas: Sociedade Brasileira de Geologia, 2019. Disponível em: [https://www.sbgeo.org.br/assets/admin/imgCk/files/Anais%20EnsinoGEO%202019%20A4%20completo\(1\).pdf](https://www.sbgeo.org.br/assets/admin/imgCk/files/Anais%20EnsinoGEO%202019%20A4%20completo(1).pdf). Acesso em: 9 out. 2024.

ELKHATIB, D.; OYANEDEL-CRAVER, V. A critical review of extraction and identification methods of microplastics in wastewater and drinking water. **Environmental Science & Technology**, [S. l.], v. 54, n. 12, p. 7037-7049, 2020. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.9b06672>. Acesso em: 24 Sep. 2024.

ERNI-CASSOLA, G. *et al.* Lost, but found with Nile red: a novel method for detecting and quantifying small microplastics (1 mm to 20 µm) in environmental samples. **Environmental Science & Technology**, [S. l.], v. 51, n. 23, p. 13641-13648, 2017. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.7b04512>. Acesso em: 8 Sep. 2024.

FERES, J. G *et al.* **Demanda por água e custo de controle da poluição hídrica nas indústrias da bacia do rio Paraíba do Sul**. Rio de Janeiro: Ipea, 2005. (Texto para discussão, n. 1084). Disponível em: https://www.academia.edu/download/38090829/td_1084.pdf. Acesso em: 2 ago. 2024.

FIGUEIREDO, L. *et al.* Applications of molecularly imprinted polymers to the analysis and removal of personal care products: A review. **Talanta**, Amsterdam, v. 146, p. 754-765, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2015.06.027>. Acesso em: 17 Aug. 2024.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, Washington, v. 3, n. 7 p. 25-29, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>. Acesso em: 6 Oct. 2024

GONÇALVES, M. C.; OLIVEIRA, D. R. Do passado glorioso ao presente abstrato: uma análise histórica e ambiental do rio Paraíba do Sul (São Paulo–Brasil). **Revista**

de **História da UEG**, [S. l.], v. 12, n. 2, p. e222308-e222308, 2023. Disponível em: <https://www.revista.ueg.br/index.php/revistahistoria/article/view/13884>. Acesso em: 13 jul. 2024.

GUO, J. *et al.* Source, migration and toxicology of microplastics in soil. **Environment international**, Oxford, v. 137, p. 105263, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412019325097>. Acesso em: 3 July 2024.

HALE, R. C. *et al.* A global perspective on microplastics. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, Washington, v. 125, n. 1, p.40, 2020. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2018JC014719>. Acesso em: 7 Sep. 2024.

HE, B. *et al.* Pesticides-induced energy metabolic disorders. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 729, p. 139033, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972032550X>. Acesso em: 9 Oct. 2024.

HEBERER, T. Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. **Toxicology letters**, Amsterdam, v. 131, n. 1-2, p. 5-17, 2002. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378427402000413>. Acesso em: 4 Sep. 2024.

HENDRICKSON, E. S. **Microplastics in the surface water and sediments of western Lake Superior as determined via microscopy, PYR-GC/MS, and FTIR**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências) – University of Minnesota, [S.l.], 2017. Disponível em: <https://conservancy.umn.edu/server/api/core/bitstreams/2a559202-e962-44e5-9b81-1100e0cef0d2/content>. Acesso em: 10 July 2024.

HORTON, A. A. *et al.* Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.586 p.127-141, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969717302073>. Acesso em: 14 June 2024.

HU, L. *et al.* Environmental perspective of COVID-19: atmospheric and wastewater environment in relation to pandemic. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdam, v. 219, p. 112297, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651321004085>. Acesso em: 17 Sep. 2024.

JÁLOVÁ, V. *et al.* Estrogen-, androgen-and aryl hydrocarbon receptor mediated activities in passive and composite samples from municipal waste and surface waters. **Environment international**, Oxford, v. 59, p. 372-383, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412013001426>. Acesso em: 4 Sep. 2024.

JAROŠOVÁ, B. *et al.* What level of estrogenic activity determined by in vitro assays in municipal waste waters can be considered as safe? **Environment international**, Oxford, v. 64, p. 98-109, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412013002985>. Acesso em: 15 Oct. 2024.

JONES, O. A. H.; VOULVOULIS, N.; LESTER, J. N. Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. **Water research**, [S. l.], v. 36, n. 20, p. 5013-5022, 2002. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135402002270>. Acesso em: 29 Sep. 2024.

KALANTARY, R.; BARZEGAR, G.; JORFI, S. Monitoring of pesticides in surface water, pesticides removal efficiency in drinking water treatment plant and potential health risk to consumers using Monte Carlo simulation in Behbahan City, Iran. **Chemosphere**, Oxford, v. 286, p. 131667, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653521021391>. Acesso em: 15 July 2024.

KNIGGENDORF, A.; WETZEL, C.; ROTH, B. Microplastics detection in streaming tap water with Raman spectroscopy. **Sensors**, Basel, v. 19, n. 8, p. 1839, 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1424-8220/19/8/1839>. Acesso em: 30 July 2024.

LEE, C. C. *et al.* Emergent contaminants in sediments and fishes from the Tamsui River (Taiwan): Their spatial-temporal distribution and risk to aquatic ecosystems and human health. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 258, p. 113733, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749118344701>. Acesso em: 7 Oct. 2024.

LENZ, R. *et al.* A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. **Marine pollution bulletin**, [S. l.], v. 100, n. 1, p. 82-91, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X15300424>. Acesso em: 11 July 2024.

MA, H. *et al.* Microplastics in aquatic environments: toxicity to trigger ecological consequences. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 261, p. 114089, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749119353643>. Acesso em: 11 Oct. 2024.

MAI, L. *et al.* A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 25, p. 11319-11332, 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-018-1692-0>. Acesso em: 12 Sep. 2024.

MALMBORG, J.; MAGNÉR, J. Pharmaceutical residues in sewage sludge: Effect of sanitization and anaerobic digestion. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 153, p. 1-10, 2015. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479715000572>. Acesso em: 9 July 2024.

MATTOS, T. L. **Análise do desempenho térmico de habitações populares da microrregião de Guaratinguetá-SP**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Engenharia e Ciências de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá, p.73, 2015. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/items/756df912-6a7a-4403-9d2e-3965e85ef2e4>. Acesso em: 10 jun. 2024.

MAZZONI, T. S. *et al.* A invisibilidade dos microplásticos - uma macroameaça ao meio ambiente e à saúde humana. *In*: HANDAM, B.H.; MARTINS, A.S. **Saneamento, Saúde e Ambiente**. Belo Horizonte: Editora Poisson, 2024. v. 2, cap. 6, p. 82 Disponível em: https://www.poisson.com.br/livros/individuais/Saneamento_Saude_Ambiente/volume2/Saneamento_Saude_Ambiente_Vol2.pdf#page=82. Acesso em: 18 set. 2024.

MEFTAUL, I. M. *et al.* Pesticides in the urban environment: A potential threat that knocks at the door. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 711, p. 134612, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719346030>. Acesso em: 19 Oct. 2024.

MIHAI, F. C. *et al.* Plastic pollution in marine and freshwater environments: abundance, sources, and mitigation. **Emerging Contaminants in the Environment**, [S.l.], p. 241-274, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780323851602000160>. Acesso em: 8 July 2024.

MILOLOŽA, M. *et al.* Biotreatment strategies for the removal of microplastics from freshwater systems. A review. **Environmental chemistry letters**, Berlin, v. 20, n. 2, p. 1377-1402, 2022. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/S10311-021-01370-0>. Acesso em: 17 Aug. 2024.

MOJIRI, A. *et al.* Pesticides in aquatic environments and their removal by adsorption methods. **Chemosphere**, Oxford, v. 253, p. 126646, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653520308390>. Acesso em: 9 July 2024.

MONTAGNER, C. C; *et al.* Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. **Química nova**, [S.l.], v. 44, n. 10, p. 1328-1352, 2021. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/VJ58TBjHVqDZsvWLckcFbTQ/>. Acesso em: 10 out. 2024.

NICOLAI, E. *et al.* Bacterial infection diagnosis and antibiotic prescription in 3 h as an answer to antibiotic resistance: The case of urinary tract infections. **Antibiotics**, Basel, v. 10, n. 10, p. 1168, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2079-6382/10/10/1168>. Acesso em: 10 Nov. 2024.

OJEDA, J. J.; DITTRICH, M. Fourier transform infrared spectroscopy for molecular analysis of microbial cells. *In*: ALI, N. **Microbial Systems Biology: Methods and Protocols**, p.187-211, 2012. v. 881. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Maria-Dittrich/publication/225065938_Fourier_Transform_Infrared_Spectroscopy_for_Molecular_Analysis_of_Microbial_Cells/links/60a31ff6458515952dd28feb/Fourier-Transform-Infrared-Spectroscopy-for-Molecular-Analysis-of-Microbial-Cells.pdf. Acesso em: 10 Nov. 2024.

OLIVATTO, G. P. *et al.* Microplásticos: Contaminantes de preocupação global no Antropoceno. **Revista Virtual de Química**, [S.l.], v. 10, n. 6, p. 1968-1989, 2018. Disponível em: <http://static.sites.s bq.org.br/rvq.s bq.org.br/pdf/v10n6a16.pdf>. Acesso em: 9 ago. 2024.

OLIVEIRA, B. L. M. C. **Quantificação e distribuição vertical de microplásticos na coluna d'água em represa urbana**. 2020. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufms.br/handle/123456789/3810>. Acesso em: 8 jul. 2024.

PAL, A. *et al.* Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. **Environment international**, Oxford, v. 71, p. 46-62, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0160412014001767>. Acesso em: 30 Oct. 2024.

PEMBERTHY, M. D. *et al.* Monitoring pharmaceuticals and personal care products in water and fish from the Gulf of Urabá, Colombia. **Heliyon**, London, v. 6, n. 6, 2020. Disponível em: [https://www.cell.com/heliyon/fulltext/S2405-8440\(20\)31059-8](https://www.cell.com/heliyon/fulltext/S2405-8440(20)31059-8). Acesso em: 23 July 2024.

PETERS, C. A. *et al.* Pyr-GC/MS analysis of microplastics extracted from the stomach content of benthivore fish from the Texas Gulf Coast. **Marine pollution bulletin**, [S.l.], v. 137, p. 91-95, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X18306982>. Acesso em: 9 Sep. 2024.

POLI, G. V. O. S. **Panorama da regulação ambiental aplicada aos microplásticos**. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas (ICAQF), Universidade Federal de São Paulo, Diadema, 2023. Disponível em: <https://repositorio.unifesp.br/items/ea071f52-6194-4e12-98b8-68088b71eacf>. Acesso em: 26 jun. 2024.

POMPÊO, M.; RANI-BORGES, B.; PAIVA, T. **Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2022. Disponível em: https://ecologia.ib.usp.br/portal/microplastico/livro_todo.pdf. Acesso em: 7 jun. 2024.

QUEIROZ, E. F. **Variação espaço-temporal do microplástico no baixo Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso

(Graduação em Ciências Naturais) - Universidade Federal Fluminense, Santo Antônio de Pádua, 2021. Disponível em: <https://app.uff.br/riuff/handle/1/24979>. Acesso em: 5 de jun. 2024.

RAGUSA, A. *et al.* Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. **Environment international**, Oxford, v. 146, p. 106274, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412020322297>. Acesso em: 17 June 2024.

RAMÍREZ-SÁNCHEZ, I. M.; *et al.* Efectos de los estrógenos como contaminantes emergentes en la salud y el ambiente. **Tecnología y ciencias del agua**, Puebla, v. 6, n. 5, p. 31-42, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v6n5/v6n5a3.pdf>. Acesso em: 12 Oct. 2023.

RAZEGHI, N. *et al.* Microplastic sampling techniques in freshwaters and sediments: a review. **Environmental Chemistry Letters**, Berlin, v. 19, n. 6, p. 4225-4252, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10311-021-01227-6>. Acesso em: 11 Oct. 2024.

REIS FILHO, R. W.; LUVIZOTTO-SANTOS, R.; VIEIRA, E. M. Poluentes emergentes como desreguladores endócrinos. **Journal of the Brazilian society of Ecotoxicology**, [S.], v. 2, n. 3, p. 283-288, 2007. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Ricardo-Luvizotto-Santos/publication/276214267_Poluentes_Emergentes_como_Desreguladores_Endocrinos/links/56e950a008aecf036b3152cb/Poluentes-Emergentes-como-Desreguladores-Endocrinos.pdf. Acesso em: 4 jul. 2024.

SACDAL, R.; MADRIAGA, J.; ESPINO, M. P. Overview of the analysis, occurrence and ecological effects of hormones in lake waters in Asia. **Environmental Research**, [S.], v. 182, p. 10, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0013935119308874>. Acesso em: 14 Sep. 2024.

SAIDULU, D. *et al.* A review on occurrences, eco-toxic effects, and remediation of emerging contaminants from wastewater: special emphasis on biological treatment based hybrid systems. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 9, n. 4, p. 10, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213343721002591>. Acesso em: 9 Oct. 2024.

SALEH, I. A.; ZOUARI, N.; AL-GHOUTI, M. A. Removal of pesticides from water and wastewater: Chemical, physical and biological treatment approaches. **Environmental Technology & Innovation**, Amsterdam, v. 19, p. 101026, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186420313262>. Acesso em: 10 July 2024.

SCOTT, L. C.; *et al.* Assessing visitor use impact on antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes in soil and water environments of Rocky Mountain National Park. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 785, p. 147122,

2021. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721021926>. Acesso em: 2 Sep. 2024.

SHARMA, P.; SHARMA, P.; ABHISHEK, K. Sampling, separation, and characterization methodology for quantification of microplastic from the environment. **Journal of Hazardous Materials Advances**, Amsterdam, v. 14, p. 10, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100416>. Acesso em: 20 Aug. 2024.

SHIM, W. J; HONG, S. H.; EO, S. E. Identification methods in microplastic analysis: a review. **Analytical methods**, London, v. 9, n. 9, p. 1384-1391, 2017. Disponível em: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2016/ay/c6ay02558g/unauth>. Acesso em: 13 July 2024.

SILVA, A. O. **Estudo da qualidade ambiental do Rio Paraíba do Sul entre os municípios de Paraíba do Sul e Três Rios, Rio de Janeiro**. 2023. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) – Centro de Tecnologia e Ciências, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 127, 2023. Disponível em: <https://www.bdt.d.uerj.br:8443/handle/1/21638>. Acesso em: 20 out. 2024.

SILVA-CAVALCANTI, J. S. *et al.* Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. **Environmental pollution**, [S.l.], v. 221, p. 218-226, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>. Acesso em: 23 Sep. 2024.

SILVÉRIO, F. O.; BARBOSA, L. C. A.; PILÓ-VELOSO, D. A. Pirólise como Técnica Analítica. **Química Nova**, [S.l.], v. 31, p. 1543-1552, 2008. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/nQNVHt9YST7ksw7YMzrbkVp/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 09 set. 2024.

SNEGA PRIYA, P. *et al.* Microplastics sampling and recovery: materials, identification, characterization methods and challenges. In: SILLANPÄÄ, M. **Microplastics Pollution in Aquatic Media: Occurrence, Detection, and Removal**. Singapore: Springer, 2022. p. 155-175. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-981-16-8440-1_8. Acesso em: 10 July 2024.

SOBHANI, Z. *et al.* Identification and visualisation of microplastics/nanoplastics by Raman imaging (i): Down to 100 nm. **Water research**, [S. l.] v. 174, p. 115658, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115658>. Acesso em: 08 Aug. 2024.

SOUZA, M. C. S. A.; SOUZA, G. K. A. Poluentes emergentes: um perigo silencioso para o meio ambiente e um desafio para as novas tecnologias de informação e comunicação. **Direito Público**, Porto Alegre, v. 13, n. 72, 2017. Disponível em: <https://www.portaldeperiodicos.idp.edu.br/direitopublico/article/view/2629>. Acesso em: 03 ago. 2024.

SOUZA, C. F.; BACICURINSKI, I.; SILVA, E. F. F. Avaliação da qualidade da água do rio Paraíba do Sul no município de Taubaté-SP. **Revista Biociências**, Taubaté, v. 16, n. 1, 2010. Disponível em: <https://periodicos.unitau.br/biociencias/article/view/1102>. Acesso em: 14 jun. 2024.

SOUZA JR., D. I. A. degradação da bacia do rio Paraíba do Sul. **Engevista**, Rio de Janeiro, v. 6, n. 3, p. 99-105, 2004. Disponível em: <https://periodicos.uff.br/engevista/article/view/8773/6241>. Acesso em: 4 jun. 2024.

STA ANA, K. M.; ESPINO, M. P. Occurrence and distribution of hormones and bisphenol A in Laguna Lake, Philippines. **Chemosphere**, Oxford, v. 256, p. 127122, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653520313151>. Acesso em: 9 July 2024.

STUART, M. *et al.* Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 416, p. 1-21, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969711013908>. Acesso em: 3 Sep. 2024.

SUN, X. *et al.* Bioremediation of microplastics in freshwater environments: A systematic review of biofilm culture, degradation mechanisms, and analytical methods. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 863, p. 16, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722080561>. Acesso em: 3 Oct. 2024.

TEJADA, C.; QUIÑONEZ, E.; PEÑA, M. Contaminantes emergentes en aguas: metabolitos de fármacos. Una revisión. **Revista Facultad de Ciencias Básicas**, Bogotá, v. 10, n. 1, p. 80-101, 2014. Disponível em: <https://revistas.unimilitar.edu.co/index.php/rfcb/article/view/341>. Acesso em: 19 Oct. 2024.

TOOSKY, M. N. *et al.* A rapid, point-of-care antibiotic susceptibility test for urinary tract infections. **Journal of Medical Microbiology**, London, v. 69, n. 1, p. 52-62, 2020. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC7440674/>. Acesso em: 06 Oct. 2024.

UHEIDA, A. *et al.* Visible light photocatalytic degradation of polypropylene microplastics in a continuous water flow system. **Journal of hazardous materials**, Amsterdam, v. 406, p. 12, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389420322895>. Acesso em: 19 Sep. 2024.

URLI, S. *et al.* Impact of microplastics and nanoplastics on livestock health: An emerging risk for reproductive efficiency. **Animals**, Basel v. 13, n. 7, p. 1132, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2076-2615/13/7/1132>. Acesso em: 8 Sep. 2024.

VARGAS, J. G. M. *et al.* Microplásticos: Uso na indústria cosmética e impactos no ambiente aquático. **Química Nova**, [S.l.], v. 45, n. 06, p. 705-711, 2022. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/sr67Byx5TJHdDvdPzV8SRJd/?lang=pt>. Acesso em: 4 jul. 2024.

VASILACHI, I. C. *et al.* Occurrence and fate of emerging pollutants in water environment and options for their removal. **Water**, Basel, v. 13, n. 2, p. 181, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/13/2/181>. Acesso em: 30 July 2024.

VEERASINGAM, S. *et al.* Contributions of Fourier transform infrared spectroscopy in microplastic pollution research: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, [S.l.], v. 51, n. 22, p. 2681-2743, 2021. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10643389.2020.1807450>. Acesso em: 9 Sep. 2024.

WANG, Y. *et al.* Distribution, biological effects and biofilms of microplastics in freshwater systems-A review. **Chemosphere**, Oxford, v. 299, p. 134370, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134370>. Acesso em: 16 July 2024.

WEBER, C. J.; OPP, C. Spatial patterns of mesoplastics and coarse microplastics in floodplain soils as resulting from land use and fluvial processes. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 267, p. 115390, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115390>. Acesso em: 09 July 2024.

WINTON, D. J. *et al.* Macroplastic pollution in freshwater environments: Focusing public and policy action. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 704, p. 9, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135242>. Acesso em: 11 Sep. 2024.

WIRNKOR, V. A; EBERE, E. C.; NGOZI, V. E. Microplastics, an emerging concern: a review of analytical techniques for detecting and quantifying microplastics. **Analytical Methods in Environmental Chemistry Journal**, [S.l.], v.2, p. 13-30, 2019. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Enyoh-Ebere/publication/335226678_Microplastics_an_Emerging_Concern_A_Review_of_Analytical_Techniques_for_Detecting_and_Quantifying_Microplastics/links/5f3b3da3458515b7292a47ab/Microplastics-an-Emerging-Concern-A-Review-of-Analytical-Techniques-for-Detecting-and-Quantifying-Microplastics.pdf?_sg%5B0%5D=started_experiment_milestone&origin=journalDetail&_rtd=e30%3D. Acesso em: 09 Jul. 2024.

WU, W.; YANG, J.; CRIDDLE, C. S. Microplastics pollution and reduction strategies. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, Berlim, v. 11, p.1-4, 2017. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11783-017-0897-7>. Acesso em: 7 Sep. 2024.

XIA, W. *et al.* Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 732, p. 139065,

2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065>. Acesso em: 1 de Aug. 2024.

XU, S., *et al.* Microplastics in aquatic environments: occurrence, accumulation, and biological effects. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 703, p. 134699, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699>. Acesso em: 23 July 2024.

YA, H. *et al.* Recent advances on ecological effects of microplastics on soil environment. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 798, p. 149338, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721044119>. Acesso em: 24 Sep. 2024.

YANG, H.; CHEN, G.; WANG, J. Microplastics in the marine environment: Sources, fates, impacts and microbial degradation. **Toxics**, Basel, v. 9, n. 2, p. 41, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2305-6304/9/2/41>. Acesso em: 19 Sep. 2024.

ZAIED, B. K.; *et al.* A comprehensive review on contaminants removal from pharmaceutical wastewater by electrocoagulation process. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 726, p. 138095, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720316089>. Acesso em: 12 Oct. 2024.

ZHANG, Y. *et al.* How climate change and eutrophication interact with microplastic pollution and sediment resuspension in shallow lakes: A review. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 705, p. 135979, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135979>. Acesso em: 05 Sep. 2024.

ZHOU, Y. *et al.* Occurrence, source and ecotoxicological risk assessment of pesticides in surface water of Wujin District (northwest of Taihu Lake), China. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 265, p. 114953, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749119366862>. Acesso em: 04 Jul. 2024.