

Dissertação de Mestrado

Programa de Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente

**GEOCRONOLOGIA ^{210}Pb APLICADA À RECONSTRUÇÃO HISTÓRICA DA
POLUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS FLUVIAIS E ANÁLISE
INTERPRETATIVA DE SUAS OCORRÊNCIAS NA BACIA DO RIO
CORUMBATAÍ, SÃO PAULO**

Sarah Gomes Lacerda

Prof. Dr. Fabiano Tomazini da Conceição

Rio Claro (SP)

2025

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “Júlio de Mesquita Filho”

Instituto de Geociências e Ciências Exatas

Câmpus Rio Claro

SARAH GOMES LACERDA

GEOCRONOLOGIA ^{210}Pb APLICADA À RECONSTRUÇÃO HISTÓRICA DA
POLUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS FLUVIAIS E ANÁLISE
INTERPRETATIVA DE SUAS OCORRÊNCIAS NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SÃO
PAULO

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Instituto de Geociências e Ciências
Exatas do Campus de Rio Claro, da
Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho”, como parte dos
requisitos para obtenção do título de
Mestre em Geociências e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Fabiano Tomazini
da Conceição.

Rio Claro, SP
2025

L131g

Lacerda, Sarah Gomes

Geocronologia Pb-210 aplicada à reconstrução histórica da poluição de microplásticos em sedimentos fluviais e análise interpretativa de suas ocorrências na bacia do rio Corumbataí, São Paulo / Sarah Gomes Lacerda. -- Rio Claro, 2025

73 p. : il., tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro

Orientador: Fabiano Tomazini da Conceição

1. Geociências. 2. Datação radioativa. 3. Poluição. 4. Bacias hidrográficas urbanas. I. Título.

IMPACTO POTENCIAL DESTA PESQUISA

Este estudo contribui para o desenvolvimento de conhecimento sobre os microplásticos (MPs) e pode auxiliar no entendimento, identificação de fontes e processos de transporte, e na avaliação da influência de fatores ambientais na sua dispersão. Os dados históricos podem ser usados para prever, ainda que parcialmente, a futura distribuição de MPs nos rios, considerando diferentes cenários de crescimento urbano e mudanças climáticas. Além disso, pode fornecer evidências sobre o impacto de políticas ambientais e da implementação tecnologias avançadas nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) para redução da contaminação por MPs. O estudo também objetiva a conscientização e incentivo à implementação de legislações mais eficazes sobre gestão de resíduos plásticos, saneamento e proteção de recursos hídricos. As aplicações estendem-se à bacias hidrográficas antropizadas em diversos ambientes, permitindo correlações. Espera-se que os dados gerados nesta pesquisa capturem a atenção as autoridades municipais competentes para o problema silencioso da poluição por MPs, incentivando mais estudos técnicos na área para que as devidas providências de gerenciamento e remediação sejam tomadas.

POTENCIAL IMPACT OF THIS RESEARCH

This study contributes to the development of knowledge about microplastics (MPs) and can assist in understanding and identifying sources, transport processes, and the influence of environmental factors on their dispersion. Historical data can be used to predict, albeit partially, the future distribution of MPs in rivers, considering different scenarios of urban growth and climate change. Additionally, it can provide evidence on the impact of environmental policies and the implementation of advanced technologies in Wastewater Treatment Plants (WWTPs) to reduce MPs contamination. The study also aims to raise awareness and encourage the implementation of more effective legislation on plastic waste management, sanitation, and the protection of water resources. Its applications extend to anthropized watersheds in various environments, allowing for correlations. It is expected that the data generated in this research will capture the attention of the relevant municipal authorities to the silent issue of MPs pollution, encouraging further technical studies in the area so that appropriate management and remediation measures can be taken.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Câmpus de Rio Claro

SARAH GOMES LACERDA

GEOCRONOLOGIA ^{210}Pb APLICADA À RECONSTRUÇÃO HISTÓRICA DA POLUIÇÃO DE
MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS FLUVIAIS E ANÁLISE INTERPRETATIVA DE
SUAS OCORRÊNCIAS NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SÃO PAULO.

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Instituto de Geociências e Ciências Exatas do
Câmpus de Rio Claro, da Universidade
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”,
como parte dos requisitos para obtenção do
título de Mestre em Geociências e Meio
Ambiente.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. FABIANO TOMAZINI DA CONCEIÇÃO
IGCE / UNESP/Rio Claro (SP)

Dr. ALEXANDRE MARTINS FERNANDES
Autônomo/Limeira (SP)

Prof. Dr. VINÍCIUS BORGES MOREIRA
Pós-Doutorando/IGCE/ UNESP/Rio Claro (SP)

Conceito: Aprovado.

Rio Claro (SP), 14 de abril de 2025.

AGRADECIMENTOS

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

Agradeço primeiramente a Deus que até aqui me ajudou e sustentou com sua maravilhosa graça, à minha família, amigos e irmãos em Cristo pelo apoio e incentivos constantes, à toda equipe técnica dos laboratórios LATARE, LAGEA e LAFS do Departamento de Geografia na UNESP Rio Claro, e a meu orientador pela paciência, ensinamentos e disponibilidade sempre.

*“Mas busquem em primeiro lugar o
Reino de Deus e a sua justiça e as
demais coisas serão acrescentadas.”
Mt 6:33*

RESUMO

Há uma crescente preocupação com os poluentes plásticos no ambiente, que tem sido amplificada pela detecção de MPs (partículas plásticas < 5 mm) em diversos ecossistemas, incluindo os mais remotos onde não há atividade antrópica. Os sedimentos fluviais são componentes cruciais dos ambientes aquáticos, funcionando como reservatórios de diversos poluentes, incluindo os MPs. O método de datação radiométrica do ^{210}Pb permite a obtenção da idade deposicional de sedimentos, coletados em barramentos artificiais ou rios, e em outros ambientes, para a reconstrução histórica da entrada de contaminantes e/ou poluentes derivados de atividades urbanas, industriais e agrícolas em bacias hidrográficas. O objetivo deste trabalho é quantificar e caracterizar os MPs ao longo de quatro perfis de sedimento de fundo coletados no Rio Corumbataí e Rio Passa Cinco, na Bacia do Rio Corumbataí, São Paulo, obter a idade de deposição de cada segmento amostrado através da Geocronologia ^{210}Pb , e, assim, reconstruir a história da poluição de MPs em sedimentos fluviais para compreender a influência do crescimento urbano, das estações de tratamento de esgoto, das atividades de uso e ocupação do solo e de fatores ambientais (dinâmica fluvial e pluviosidade), em relação a quantidade de MPs na região estudada. A cronologia de deposição e a taxa de sedimentação foram avaliadas pelo método do ^{210}Pb , com a taxa de sedimentação determinada com base no modelo de taxa de acumulação constante – CRS. As idades obtidas nos perfis compreenderam o intervalo de 1954 a 2021. A separação dos MPs foi feita por decantação de cada amostra de sedimento em solução de cloreto de zinco e posterior filtragem do sobrenadante. Os filtros foram analisados com auxílio de um estereomicroscópio, para a quantificação e classificação das partículas de cada amostra. Observou-se uma variação nas quantidades e tipos de MPs em função da localização dos pontos amostrados. Os maiores valores quantificados nas amostras correspondem ao ano de 2012 e possivelmente esse resultado está relacionado aos altos índices de pluviosidade deste ano, favorecendo o carregamento de MPs por escoamento superficial. A região estudada conta com diversas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) que são eficazes na remoção de partículas > 0,5 mm, mas não há eficiência suficiente para MPs menores, que são muito abundantes nas amostras mesmo após a instalação das ETEs. A quantidade e os tipos de MPs presentes nos sedimentos estão diretamente relacionados com as atividades de uso e ocupação do solo na região e distância das áreas urbanas. A morfologia do rio influencia na dinâmica de transporte e deposição de sedimentos e, portanto, de microplásticos, sendo necessário mais estudos que tracem paralelos entre os comportamentos de sedimentos naturais e dos MPs. Os sistemas de tratamento de esgoto têm um papel imprescindível na remediação desse problema

crescente, a retenção de uma grande parte dos MPs acontece, mas essa eficiência pode aumentar com o investimento em tecnologias avançadas de tratamento final de efluentes.

Palavras-chave: Poluição ambiental; plásticos; estação de tratamento de esgoto; datação radiométrica ^{210}Pb ; bacia hidrográfica.

ABSTRACT

There is a growing concern about plastic pollutants in the environment, which has been amplified by the detection of MPs (plastic particles < 5 mm) in various ecosystems, including the most remote ones where there is no anthropogenic activity. River sediments are crucial components of aquatic environments, serving as reservoirs for various pollutants, including MPs. The radiometric dating method using ^{210}Pb allows for determining the depositional age of sediments collected from artificial dams, rivers, and other environments to reconstruct the historical input of contaminants and/or pollutants derived from urban, industrial, and agricultural activities in watersheds. The objective of this study is to quantify and characterize MPs along four bottom sediment profiles collected from the Corumbataí River and Passa Cinco River in the Corumbataí River Basin, São Paulo. Additionally, it aims to determine the deposition age of each sampled segment through ^{210}Pb geochronology and, consequently, reconstruct the history of MP pollution in river sediments to understand the influence of urban growth, wastewater treatment plants, land use and occupation activities, and environmental factors (fluvial dynamics and rainfall) on the amount of MPs in the studied region. The deposition chronology and sedimentation rate were evaluated using the ^{210}Pb method, with sedimentation rates determined based on the constant rate of supply (CRS) model. The ages obtained in the profiles ranged from 1954 to 2021. MPs were separated by decanting each sediment sample in a zinc chloride solution, followed by filtration of the supernatant. The filters were analyzed using a stereomicroscope for the quantification and classification of plastic particles in each sample. A variation in the quantities and types of MPs was observed depending on the sampling locations. The highest values quantified in the samples correspond to the year 2012, and this result is possibly related to the high rainfall levels that year, favoring the transport of MPs through surface runoff. The studied region has several Wastewater Treatment Plants (WWTPs) that are effective in removing particles > 0.5 mm, but they lack sufficient efficiency for smaller MPs, which remain highly abundant in the samples even after the installation of WWTPs. The quantity and types of MPs present in the sediments are directly related to land use and occupation activities in the region, as well as the distance from urban areas. The river's morphology influences the transport and deposition dynamics of sediments and, consequently, of microplastics, highlighting the need for further studies to establish parallels between the behavior of natural sediments and MPs. Wastewater treatment systems play a crucial role in mitigating this growing problem. While they retain a significant portion of MPs, their efficiency can be improved with investments in advanced final effluent treatment technologies.

Keywords: Environmental pollution; Plastics; Wastewater treatment plants; ^{210}Pb radiometric dating; River basin.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS E JUSTIFICATIVA	14
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	15
3.1.	Microplásticos (MPs)	15
3.2.	Cronologia ^{210}Pb aplicada ao estudo de sedimentos recentes	21
4	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS	26
5	MATERIAIS E MÉTODOS	35
5.1.	Amostragem de sedimentos fluviais	35
5.2.	Datação ^{210}Pb	35
5.3.	Preparação das amostras e separação dos MPs	36
5.4.	Contagem e caracterização dos MPs	36
5.5.	Determinação de matéria orgânica, granulometria e pH	36
6	RESULTADOS	37
6.1.	Cronologia ^{210}Pb	37
6.2.	Contagem e classificação de MPs	40
6.3.	pH	47
6.4.	Matéria orgânica	48
6.5.	Granulometria	49
7	DISCUSSÃO	54
7.1.	Correlação entre uso e ocupação do solo e poluição por MPs	54
7.2.	Análise da eficiência das ETEs na remoção de MPs	55
7.3.	Influência da pluviosidade nas quantidades de MPs	58
7.4.	Dinâmica fluvial e o transporte de MPs	59
8	CONCLUSÃO	60
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61

1. INTRODUÇÃO

Estima-se que 94% do plástico produzido em todo o mundo é destinado a aterros sanitários ou liberados no ambiente, enquanto apenas 6% são destinados à reciclagem (ALIMI *et al.*, 2018). Quando plásticos são lançados indevidamente e permanecem no ambiente, eles estão sujeitos a ação de diferentes fatores, gerando microplásticos (MPs – partículas menores que 5 mm) como produtos da fragmentação destes resíduos devido a degradação física, biológica ou fotoquímica (O’CONNOR *et al.*, 2019). A contaminação por MPs é um problema ambiental crescente em diversos ecossistemas e tem se espalhado globalmente até os habitats mais remotos. Os MPs são liberados de uma variedade de fontes, como indústrias ou atividades urbanas, que se traduz numa heterogeneidade de tamanhos, formas, cores, composições e densidades desses poluentes (MORUZZI *et al.*, 2020). Os MPs podem atingir altas concentrações (e.g., 100000 unidades/m³) em águas e sedimentos, possibilitando sua interação com organismos e com o meio ambiente de diversas maneiras (EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015).

Os sedimentos fluviais desempenham um papel fundamental na dinâmica de transporte, acumulação e disponibilização de contaminantes em ambientes aquáticos. Os diversos elementos químicos e minerais presentes nos sedimentos fluviais podem ter diversas origens, associadas tanto às fontes naturais, principalmente as relacionadas aos aspectos geoquímicos das rochas, formação dos solos e erupções vulcânicas, quanto às fontes antrópicas que afetam a qualidade da água e dos solos, como as atividades domésticas, industriais e agrícolas (FERNANDES *et al.*, 2016). Ao longo dos anos, principalmente a partir dos anos 1970, com o aumento da população e consequente desenvolvimento industrial e agrícola, a qualidade dos sedimentos fluviais vem se deteriorando (CONCEIÇÃO *et al.*, 2020). Waldschläger *et al.* (2022) definiram sete objetivos que são essenciais para melhorar as pesquisas que buscam entender os microplásticos e seus comportamentos, e que podem ser abordados aplicando os conhecimentos de sedimentologia, sendo eles: a descrição dos MPs; interação de MPs com substâncias ambientais; distribuição vertical de MPs; comportamento de transporte e deposição dos MPs; impacto da biota no transporte de MPs; métodos de amostragem de MPs; e toxicidade dos MPs.

Os sedimentos fluviais contêm um repositório de informações históricas valiosas relativas a mudanças temporais de crescimento populacional e desenvolvimento industrial (BONOTTO; LIMA, 2006). A cronologia e as taxas de sedimentação fluvial podem ser determinadas com o uso de isótopos, podendo-se utilizar para isso os radionuclídeos naturais

como o ^{210}Pb , quanto os elementos radioativos antrópicos como o ^{137}Cs e ^{239}Pu ^{240}Pu . O ^{210}Pb é um radionuclídeo de ocorrência natural devido ao decaimento do ^{226}Ra , pertencente à série de decaimento do ^{238}U (IVANOVICH; HARMON, 1992), possui um tempo de meia-vida de 22,26 anos e permite uma datação de até 150 anos. O método do ^{210}Pb permite a datação de sedimentos, coletados em barramentos artificiais ou rios, e em outros materiais para a reconstrução histórica da entrada de contaminantes e/ou poluentes derivados de atividades urbanas, industriais e agrícolas em bacias hidrográficas (BONOTTO; LIMA, 2006; CONCEIÇÃO; NAVARRO; SILVA, 2013; CUNHA *et al.*, 2017; CONCEIÇÃO *et al.*, 2020).

Neste contexto, a área de estudo selecionada, a bacia do Rio Corumbataí, está situada na região centro-oeste do estado de São Paulo, e corresponde a uma superfície de aproximadamente 1710 km². Sua localização tem grande importância econômica, sob o ponto de vista do desenvolvimento agrícola e industrial, e sofre com um desordenado processo de uso e ocupação do solo (VALENTE; VETTORAZZI, 2002). Além do problema mencionado, esta bacia também sofre outros expressivos impactos ambientais negativos, tais como: lançamento de esgoto residenciais e efluentes industriais, que ocasionam poluição nos corpos de água superficiais; disposição inadequada de resíduos sólidos; crescimento desordenado das áreas urbanas; entre outros (MALAGUTTI; TAU-K-TORNISIELO, 2014). A bacia do Rio Corumbataí assume importância regional devido ao seu potencial hídrico, que abastece municípios médios com população maior que 100.000 habitantes, como Rio Claro e Piracicaba, e outros menores como Analândia, Charqueada e Ipeúna (VALENTE; VETTORAZZI, 2002).

2. OBJETIVOS E JUSTIFICATIVA

O objetivo deste trabalho é quantificar e caracterizar os MPs ao longo de quatro perfis de sedimento de fundo coletados no Rio Corumbataí e Rio Passa Cinco, na Bacia do Rio Corumbataí, São Paulo, obter a idade de deposição de cada segmento amostrado através da Geocronologia ^{210}Pb , e, assim, reconstruir a história da poluição de MPs em sedimentos fluviais para compreender a influência do crescimento urbano, das atividades de uso e ocupação do solo e de fatores ambientais (dinâmica fluvial e pluviosidade) em relação a quantidade de MPs encontrados em diferentes segmentos do leito dos rios amostrados na região estudada.

Os sedimentos são um material importante a ser avaliado, já que o poluente em questão tende a se depositar em conjunto com estes no fundo dos leitos fluviais. Dada a complexidade da natureza do sedimento e dos MPs, e sua grande interação com a biota, iniciativas de pesquisa global e interdisciplinar são necessárias para lidar com as preocupações emergentes dessa temática, visando ampliar o conhecimento científica, para, assim, subsidiar ações de mitigação e controle desse tipo de poluição.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. Microplásticos (MPs)

Quando o assunto é poluição ambiental, o plástico tem sido motivo de preocupação crescente. Esse material é amplamente utilizado devido às suas propriedades atraentes, tais como baixo custo, versatilidade e durabilidade (Q. ZHANG *et al.*, 2020). Trata-se de produtos artificiais produzidos em grande escala principalmente após a “Grande Aceleração” (a partir da década de 1950) (WATERS *et al.*, 2016). Desde então, centenas de milhões de toneladas de plástico primário e de resíduos têm sido produzidos (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). O seu consumo global está crescendo e se tornou uma das maiores fontes de poluição oceânica (BROWNE *et al.*, 2011). Ele já foi encontrado em todos os habitats marinhos (THOMPSON *et al.*, 2004; BARNES *et al.*, 2009; SODRÉ *et al.*, 2023) e as concentrações devem aumentar nas próximas décadas (EVERAERT *et al.*, 2018).

Os plásticos residuais são chamados de detritos quando ocorrem nos ambientes naturais sem cumprir sua função pretendida, são persistentes, móveis e onipresentes em ambientes terrestres e aquáticos, incluindo locais urbanos, rurais e remotos (VAN CAUEWENBERGHE *et al.*, 2015; HARTMANN *et al.*, 2019). Os detritos microscópicos podem entrar no ambiente por muitos caminhos, incluindo atividades agrícolas (JIN *et al.*, 2022), escoamento superficial (SUN *et al.*, 2023), descarga de esgoto (B. ZHANG *et al.*, 2023), e deposição atmosférica (DRIS *et al.*, 2016). Até recentemente, os MPs eram uma parte negligenciada da poluição por plásticos, isso mudou nas duas últimas décadas, ao longo das quais o crescente interesse científico público e político se concentrou nas frações de tamanho menor, em particular aquelas na faixa de tamanho micrométrico (SEDLAK, 2017). Hoje, pesquisas sobre formação, feições, avanço da fragmentação, interações químicas, destino ambiental, e efeitos potenciais dos MPs é cada vez mais abundante (BLETTLER *et al.*, 2018).

O tamanho das partículas de plástico no meio ambiente está diminuindo globalmente (BARNES *et al.*, 2009). O seu nível de degradação afeta muitas propriedades que são relevantes para entender o comportamento e o impacto destes no meio ambiente (RILLIG *et al.*, 2021; WALDMAN; RILLIG, 2020), entre eles estão a mudança da natureza hidrofóbica, que pode influenciar a dinâmica de sorção/dessorção, formação de biofilme e revestimento de matéria orgânica, e a taxa de lixiviação de substâncias intencionalmente adicionadas e não-intencionalmente adicionadas (SODRÉ *et al.*, 2023). A fotodegradação altera a morfologia dos plásticos promovendo a cristalização. Portanto, os volumes ocupados pela fração polimérica causam redução de tensão e volume e, consequentemente, rachaduras. A rachadura tem duas

consequências principais na natureza dos MPs: aumento da área superficial, influenciando a dinâmica de sorção/dessorção, e redução de tamanho por fragmentação, já que a rachadura é o primeiro passo da fragmentação do MP (SODRÉ *et al.*, 2023). Esse conhecimento é importante uma vez que a fragmentação do plástico em partículas cada vez menores resulta num aumento do nível de contaminação do ambiente onde ocorre. Eles são suficientemente pequenos para serem ingeridos por animais, como peixes (D. ZHANG *et al.*, 2020), plânctons (RODRIGUES *et al.*, 2021), minhocas (ZHOU; LIU; WANG, 2020), seres humanos (LESLIE *et al.*, 2022; YAN *et al.*, 2022) e plantas (SUN *et al.*, 2020), e podem ser transferidos e acumulados através da cadeia alimentar. MPs podem não só causar dano físico para os organismos que os ingerirem como também podem adsorver metais tóxicos e poluentes orgânicos do ambiente onde ele está, o que amplifica a contaminação (DONG *et al.*, 2021; HUANG *et al.*, 2023).

O comportamento ambiental dos MPs tem sido extensivamente estudado com grande ênfase nos ambientes marinhos (LIU *et al.*, 2019; DUAN *et al.* 2020; LI; BUSQUETS; CAMPOS, 2020). Uma fração substancial dos MPs no ambiente marinho são originados de fontes continentais e entram no mar através dos rios, dessa forma o seu transporte nas águas continentais tem atraído atenção crescente (SCHMIDT; KRAUTH; WAGNER, 2017; WELDEN; LUSHER, 2020). Segundo Schmidt, Krauth e Wagner (2017), a quantidade de detritos plásticos entrando no oceano pelos rios, que eventualmente se transformam em MPs, varia de 0.47 a 2.75×10^6 toneladas/ano, impactando o ecossistema marinho. A contaminação por MPs em ecossistemas de água doce tem sido muito investigada ao redor do mundo, especialmente na Ásia, América do Norte, e Europa. Por outro lado, estudos em países emergentes da América do Sul, América Central, e África ainda são escassos (FERNANDES *et al.*, 2022). Essa é uma observação importante uma vez que se sabe que a contaminação por MPs está diretamente ligada a aspectos socioeconômicos, como densidade populacional e gerenciamento do descarte de resíduos sólidos e esgoto (CHEN *et al.*, 2020; GAO *et al.*, 2023). Em países onde o descarte de água residual não é estritamente monitorado e regulado, é comum que indústrias e municípios descartem seus resíduos em ambientes de água doce, levando a um aumento da contaminação (ALAM *et al.*, 2019). E mesmo com tratamento considerado adequado, os MPs podem continuar no efluente, contaminando as águas receptoras (MCCORMICK *et al.*, 2014). A Figura 1 ilustra as fontes de MPs e alguns aspectos que podem influenciar seu comportamento e destino.

Figura 1 – Fontes de microplásticos, comportamento em corpos de água doce e possíveis destinos.



Fonte: Sodré et al. (2023).

Legenda: 1A – MPs primários; 1B – Resíduos sólidos; 1C – Limpeza/manutenção; 2A – Pneus e tinta para marcação de estradas; 2B – Escoamento superficial; 2C – Lixiviação de lodo e aterros sanitários; 2D – Descarga de água residual sem tratamento; 2E – Efluente de ETEs; 2F – Deposição atmosférica; 3A – Lavanderia; 3B – Produtos de higiene pessoal; 3C – Faxina; 3D – Descarte impróprio; 3E – Pouca reciclagem; 4A – Fotodegradação; 4B – Degradação termal; 4C – Degradação mecánica; 4D – Degrada  o química; 4E – Degrada  o biológica; 4F – Fotoprodu  o de per xidos; 5A – Agregamento de sólidos suspensos; 5B – Sedimentação; 5C – Suspens o; 5D – Eco-corona: biofilme; 5E – Eco-corona: revestimento de Matéria Org nica Dissolvida; 5F – Eco-corona: revestimento h mico; 6A – Sor  o de poluentes org nicos persistentes; 6B – Sor  o de contaminantes emergentes; 6C – Sor  o de metais; 6D – Dessorção; 6E – Lixiviação; 6F – Biota; 7A – Transferência trófica; 7B –  gua de consumo; 7C –  gua subterrânea; 7D – Solo e plantas; 7E – Humanos; 7F – Oceano.

As influências antropog nicas na distribuição de MPs em bacias hidrográficas foram discutidas anteriormente por SHI *et al.*, 2022 e WU *et al.*, 2022. Browne *et al.* (2011) uma década antes haviam evidenciado essa relação, mostrando altas concentrações no mundo todo, especialmente fibras provenientes da água de lavagem de roupas, em habitats que recebem tanto esgoto tratado quanto sem tratamento. Seo e Park (2020) concl iram que a abundância das partículas nos dez grandes rios ao redor da Península Coreana é proporcional a população sobre a área de captação. D. Zhang *et al.* (2020) reportou correlações entre a abundância de MPs e a estrutura econ mica na bacia, indicando que a atividade econ mica é um contribuinte significativo para a poluição, e Xia *et al.* (2022) observou que a abundância em rios diminu ra quanto mais distante do centro da cidade. Esses estudos sugerem que os mecanismos das atividades antrópicas influenciando a poluição por MPs pode ser complexo (GAO *et al.*, 2023). O nível de urbanização pode ser utilizado como uma medida compreensiva das mudanças

dinâmicas em vários índices (como uso e ocupação do solo, densidade populacional, e estrutura econômica) durante o desenvolvimento regional (ZENG *et al.*, 2023; X. ZHANG *et al.*, 2023). Estudar as características dos MPs em diferentes estágios de urbanização tem grande valor para o entendimento de como essas mudanças impactam o avanço da poluição (GAO *et al.*, 2023).

Diferentes estações de tratamento de efluente (ETEs) urbanos ou industriais são operadas para purificar a água através da remoção de detritos, poluentes orgânicos e inorgânicos (SUN *et al.*, 2019). As principais fases de tratamento do efluente são: preliminar (remove sólidos grosseiros, flutuantes e matéria mineral sedimentável); primário (remove-se outros sólidos inorgânicos e a matéria orgânica em suspensão, a demanda bioquímica de oxigênio também é removida parcialmente e os sólidos suspensos são quase completamente eliminados); secundário (intensificação dos processos naturais de biodegradação e retirada desses materiais biodegradáveis, e precipitação química de metais como Cu, Ni, Zn entre outros através da elevação do pH); terciário (tratamento avançado utilizado para obter um efluente de alta qualidade, remove-se do material em solução tudo que não foi tratado nos tratamentos anteriores, como metais pesados, compostos orgânicos, entre outros). A depender do efluente, nem todas as etapas são necessárias para atingir o parâmetro adequado para descarte (OPERSAN, 2015). Até agora, tem sido essencial manter o padrão das águas residuais despejadas das áreas urbanas (PRIYA *et al.*, 2022). Diferentes tipos de ETEs foram testadas para a remoção de microplásticos levando em conta o tamanho dos poros das membranas, forma e propriedades relacionadas a diversos parâmetros que influenciam a eficiência da remoção dos MPs (TALVITIE *et al.*, 2017a), e em sua maioria apresentaram tratamento primário e secundário, com porcentagem de remoção de MPs entre 96 e 98% na Suécia, EUA, Escócia, e Finlândia (KOELMANS *et al.*, 2016; KOMYAKOVA; VINCE; HAWARD, 2020; MURPHY *et al.*, 2016; SCHERER *et al.*, 2018; TALVITIE *et al.*, 2017a; WANG *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2017) e cerca de 88% na França, onde foi analisado um tipo de tratamento também primário e secundário porém utilizando biofiltros (LENZ *et al.*, 2015; TALVITIE *et al.*, 2017a; WANG *et al.*, 2018). A eficiência das ETEs é de grande importância na remoção dos MPs das águas residuais advindas de áreas urbanas que são despejadas nos rios (LACERDA, 2022).

Os ambientes de água doce, principalmente fluviais, têm alta complexidade no que diz respeito ao transporte e retenção de MPs (HORTON; DIXON, 2018). Dados obtidos em estudos mostraram que sua concentração nos sedimentos é significativamente maior do que aquelas nas águas superficiais (SU *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2017), à longo prazo os depósitos sedimentares têm se mostrado como o principal sumidouro de MPs (VIERS; DUPRÉ; GAILLARDET., 2009). Estudos tem sido feito sobre a presença desses poluentes em

sedimentos fluviais (HE *et al.*, 2020; GEROLIN *et al.*, 2020; CHINFAK *et al.*, 2021; MAHESWARAN *et al.*, 2022; LACERDA, 2022), mas permanece um assunto que requer mais aprofundamento, e seu desenvolvimento também pode ser útil para o gerenciamento da poluição por MPs e para o entendimento do comportamento dessas partículas.

A comunidade científica tem feito um esforço para padronizar a definição de MPs e os procedimentos para amostrá-los e analisá-los em diversos tipos de matrizes (FRIAS; NASH, 2019; HARTMANN *et al.*, 2019; ENDERS *et al.*, 2020), com o objetivo de implementar protocolos de controle de qualidade para reduzir a contaminação das amostras e para aprimorar a comparabilidade e reprodutibilidade (KOELMANS *et al.*, 2019; DE RUIJTER *et al.*, 2020). O termo “*microlitter*” foi usado em 2003 para descrever uma fração fina de resíduo plástico marinho com tamanhos entre 63 e 500 μm (BLETTLER *et al.*, 2018). Similarmente, “*mesolitter*”, “*macrolitter*”, e “*megalitter*” foram definidos com os tamanhos menores que 10 mm, entre 10 e 15 mm, e medidas decimétricas ou mais, respectivamente (GREGORY; ANDRADY, 2003). A partir 2004, o termo “microplástico” foi popularizado para descrever fragmentos verdadeiramente microscópicos com tamanho típico menor que $\sim 20 \mu\text{m}$ (THOMPSON *et al.*, 2004). Em 2008, especialistas participantes de uma reunião organizada pela Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (NOAA) propuseram uma definição de trabalho em que microplásticos são toda partícula de plástico menor que 5 mm (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009), que se tornou a definição mais frequentemente usada (HARTMANN *et al.*, 2019). Devido a evolução da pesquisa sobre detritos plásticos, uma certa nomenclatura se desenvolveu. Apesar disso, a terminologia permanece ambígua e conflitante, por exemplo, no que diz respeito às classes de tamanho (GESAMP, 2015), e ainda não existe uma definição internacionalmente acordada do tamanho abaixo do qual um pequeno pedaço de plástico deve ser chamado de microplástico.

Uma estrutura sistemática e padronizada para categorização das partículas de plástico também segue em falta, por meio dessa categorização, eles seriam divididos sistematicamente em grupos de acordo com critérios pré-estabelecidos, agrupados com base na similaridade. Um sistema comum de categorização é o baseado no tamanho usando os prefixos mega, macro, meso, micro e nano. Eles também podem ser categorizados baseados na sua origem, forma, e tipo de polímero (HARTMANN *et al.*, 2019). Mas ainda não existe um consenso no que diz respeito às diversas formas de classificar e categorizar os microplásticos. Muitos estudos expressam somente o número de partículas em uma amostra e dessa forma implicitamente assume-se que todos os MPs são ambientalmente equivalentes independentemente de suas propriedades (SEMENSATTO; LABUTO; GEROLIN, 2024).

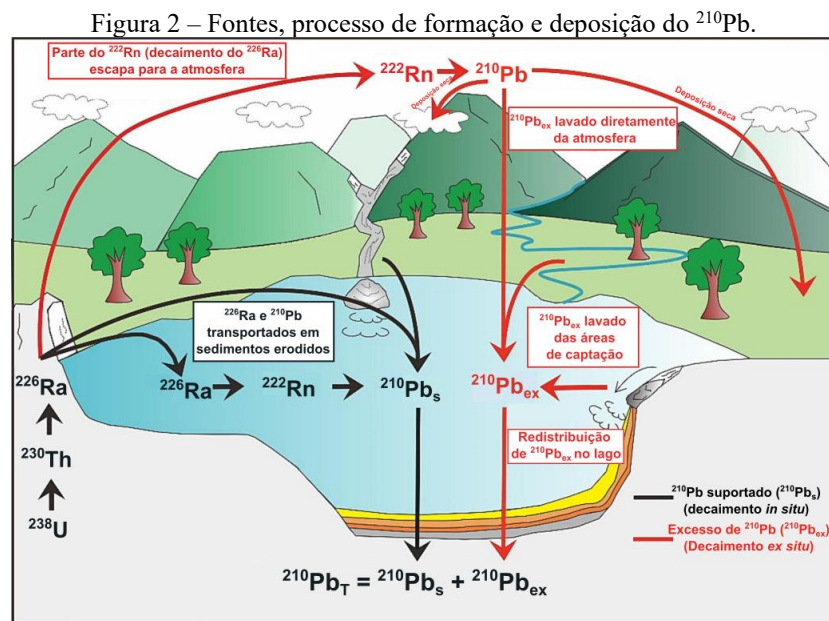
Diferentes abordagens de amostragem, preparação e análise das amostras podem tornar os resultados incomparáveis entre artigos, especialmente quando o número de partículas é o único resultado apresentado, pois é extremamente dependente dos procedimentos metodológicos (SEMENSATTO; LABUTO; GEROLIN, 2024). Ainda que a contagem de partículas seja o modo mais simples de quantificá-los em muitos casos, isso reflete apenas uma faceta da poluição por MPs e seu potencial impacto ambiental. Outros atributos das partículas fazem referência a diferentes aspectos do seu efeito poluente e devem ser apresentados de forma complementar, por exemplo: tamanho da partícula, massa e volume (CONVERTON *et al.*, 2019; MALLOW *et al.*, 2020). MPs variam muito nas suas propriedades morfológicas, físicas e químicas, que são cruciais para a sua classificação além de influenciar seu impacto na biota, dispersão no ambiente, e sua interação com outros poluentes (CHUBARENKO *et al.*, 2016; SCHERER *et al.*, 2018; SEMENSATTO; LABUTO; GEROLIN, 2024).

Semensatto, Labuto e Gerolin (2024) mostraram como o tamanho e a forma dos MPs produzem resultados diferentes em amostras hipotéticas com o mesmo número de partículas. Se apenas a informação de quantidade estiver disponível, a conclusão óbvia poderia ser que as amostras são equivalentes (mesmo nível de poluição). No entanto, as amostras variaram em todos os outros aspectos, por exemplo, duas amostras “A” e “B” podem ter a mesma quantidade de partículas, mas em “A” o volume e área de superfície específica pode ser muito superior do que em “B”, e, portanto, o nível de poluição é maior em “A”. Ainda segundo os mesmos autores, idealmente, um estudo completo determinará: quantidade, tamanho, massa, volume e área de superfície específica, todos esses dados juntos podem abrir novas possibilidades para discussão sobre os efeitos e o comportamento desses poluentes no meio ambiente e suas consequências na biota. Mas são muitas as limitações para a determinação eficiente de todos esses aspectos, com exceção de quantidade e tamanho. Os equipamentos que permitem a medição desses atributos (como Microtomografia de Raio-X/Micro-CT – resolução > 350 nm) normalmente requerem investimentos numa escala raramente disponível para a maioria dos cientistas/grupos de pesquisa, mas quando disponíveis são o ideal para obtenção de resultados mais acurados. Medidas indiretas também são possíveis e podem gerar resultados com acurácia razoável de formas mais simples e baixo custo (MALLOW *et al.*, 2020; SIMON; VAN ALST; VOLLERTSEN, 2018). Estereomicroscópios com sistemas acoplados para captura de imagens e medição de objetos com controle 3D são uma alternativa para obter o tamanho da partícula e seu volume.

3.2. Cronologia ^{210}Pb aplicada ao estudo de sedimentos recentes

Radionuclídeos oferecem uma ferramenta muito utilizada para estimar a idade de sedimentos e tem larga aplicação, incluindo o estudo das dinâmicas sedimentares, condições paleoclimáticas e mudanças antropogenicamente induzidas (KIRCHNER, 2011). Um desses radionuclídeos é o isótopo ^{210}Pb , o qual possui número atômico 82. Ele pertence ao grupo dos metais pesados e tem quatro isótopos estáveis naturais: ^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb e ^{204}Pb . O ^{210}Pb é um isótopo radioativo natural geogênico, que ocorre como um dos produtos de decaimento da série do ^{238}U e está presente em sedimentos aquáticos. Devido a sua meia-vida relativamente curta (22,26 anos), o ^{210}Pb é o único isótopo radioativo do Pb que oferece potencial para investigações ambientais aplicadas (MABIT *et al.*, 2014) permitindo a datação de sedimentos depositados ao longo dos últimos 150 anos.

O ^{210}Pb é formado pela desintegração do gás nobre radônio (^{222}Rn , $T_{1/2} = 3.8$ dias), o qual é produzido pelo decaimento do ^{226}Ra , e escapa de rochas e solos da crosta devido a sua natureza gasosa. Na atmosfera, o ^{222}Rn produz diversos descendentes, entre eles o ^{210}Pb que é depositado nos sedimentos ao longo do tempo (Figura 2) (CIGAGNA; BONOTTO; CAMARGO, 2021). O ^{210}Pb que vem da atmosfera e é depositado nos sedimentos é chamado de excesso ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$), enquanto o ^{210}Pb formado nos sedimentos pelo decaimento do ^{226}Ra tem o nome de ^{210}Pb suportado ($^{210}\text{Pb}_{\text{s}}$), sendo a concentração total da atividade do ^{210}Pb ($^{210}\text{Pb}_{\text{T}}$) igual a soma de atividade do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ e $^{210}\text{Pb}_{\text{s}}$ (LIMA, 2000).



Fonte: Zhang e Xu (2023).

Os sedimentos fluviais contêm um repositório de informações históricas valiosas relativas a mudanças temporais de crescimento populacional e desenvolvimento industrial (BONOTTO; LIMA, 2006). O $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em perfis de sedimento produz dados confiáveis que podem ser usados na análise de taxas de sedimentação e estudos do tempo de deposição de camadas sedimentares. Testes sistemáticos de diferentes modelos de datação ^{210}Pb , rotinas de validação usando marcadores temporais independentes, e comparação dos resultados analíticos frequentemente mostram uma cronologia ^{210}Pb confiável (CIGAGNA; BONOTTO; CAMARGO, 2021). Como citado, a capacidade das determinações através do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ de prover informações sobre a cronologia de um depósito de sedimento e deste modo estimar a taxa de sedimentação é achada em sua fonte e relativamente curta meia-vida. Em termos gerais, a taxa de declínio da atividade do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ com a profundidade num perfil de sedimento dá uma base para estabelecer uma relação idade-profundidade e para estimar taxas de acumulação de sedimentos. Se essa taxa de acumulação é alta, a atividade do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ vai diminuir lentamente com a profundidade, por outro lado se essa taxa for baixa, a atividade do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ vai reduzir rapidamente com a profundidade (MABIT *et al.*, 2014).

Essa aplicação do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ foi proposta pela primeira vez por Goldberg (1963) para datar gelo glacial, e subsequentemente foi aplicado para sedimentos lacustres (KRISHNASWAMY *et al.*, 1971) e marinhos (KOIDE; BRULAND; GOLDBERG, 1973), e se tornou um método comum para estabelecer cronologias com uma resolução de décadas a anual e para determinar taxas de sedimentação, particularmente em ambientes aquáticos (EIDAM, 2024; LACERDA, 2022; CIGAGNA; BONOTTO; CAMARGO, 2021; BARSANTI *et al.* 2020; COURTENE-JONES *et al.*, 2020; SUN *et al.*, 2017). O desenvolvimento da abordagem se deu rapidamente com outras aplicações em diversos ambientes. Enquanto isso, os modelos de datação usados para interpretar a distribuição em profundidade de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em perfis de sedimentos aumentou em variedade e complexidade (ROBBINS; EDGINGTON, 1975; APPLEBY; OLDFIELD, 1978; CHRISTENSEN, 1982; ABRIL *et al.*, 1992; CAROLL; LERCHE, 2003 *apud* MABIT *et al.* 2014). Os modelos mais utilizados para converter os dados de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ de um perfil de sedimentos em dados cronológicos sedimentares são: Constant Rate of Supply (CRS) e Constant Initial Concentration (CIC).

O modelo CRS assume que o fluxo de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em direção a interface sedimento-água (ISA) é constante no tempo. O modelo trabalha com os inventários parciais abaixo de um determinado horizonte de sedimentos na profundidade Z (obtido por integração numérica das concentrações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ determinadas, a densidade do volume e a espessura de cada fatia de sedimento) e, ao compará-los com o inventário do perfil geral, é capaz de gerar uma cronologia

- as idades nos limites de cada fatia de sedimento - e fornecer valores das taxas de acumulação de sedimentos. Este último pode estar ligado aos principais impactos ambientais encontrados pelo sistema sedimentar investigado. Portanto, a estimativa precisa do estoque total é de importância crítica para a aplicação do modelo CRS (APPLEBY, 2001; MACKENZIE *et al.*, 2011). Às vezes o perfil é mais curto do que a profundidade de equilíbrio (a profundidade em que o $^{210}\text{Pb}_T$ está em equilíbrio com o ^{226}Ra), ou incertezas analíticas são muito grandes. O inventário total pode ser estimado nesses casos usando taxas de acumulação de referência (quando as seções mais velhas do perfil seguem um decrescimento exponencial com a profundidade de massa) ou datas de referência (usando níveis referenciais datados independentemente). É o modelo mais utilizado (MABIT *et al.*, 2014).

A formulação matemática utiliza uma integração dos valores das atividades levando em consideração a profundidade de uma determinada fatia do sedimento e a profundidade onde a atividade se torna desprezível (ALLEN *et al.*, 1993; MCDONALD; URBAN, 2007; TURNER; DELORME, 1996). Dessa forma, tem-se:

$$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}(z) = ^{210}\text{Pb}_{\text{ex}(0)} \cdot e^{-\lambda t} \quad (1)$$

onde $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}(z)$ é a atividade integrada de $^{210}\text{Pb}_x$ desde a base da coluna sedimentar até à profundidade z e $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}(0)}$ representa a atividade integrada em toda a coluna de sedimentos. λ é a constante de decaimento radioativo do ^{210}Pb ($0,03114 \text{ ano}^{-1}$). A idade do sedimento a uma profundidade z é, então, dada por:

$$t = (1 / \lambda) \cdot \ln [^{210}\text{Pb}_{\text{ex}(0)} / ^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}(z)] \quad (2)$$

A taxa de sedimentação de massa ($\text{g cm}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) quando o sedimento foi depositado na profundidade z é:

$$r = \lambda \cdot (^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}(z) / A_z) \quad (3)$$

onde A_z (unidade de atividade/g) é a atividade de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ presente na profundidade z , sendo, portanto, $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}(z)$ em unidades de atividade por cm^2 .

O modelo CIC assume que o fluxo de Pb co-varia com a taxa de acumulação de sedimentos e, portanto, que a concentração inicial na interface sedimento-água permanece

constante ao longo do tempo. Esse modelo permite estimar a idade de cada fatia de sedimento e sua história de sedimentação correspondente e tem provado seu valor em ambientes aquáticos onde a entrada de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ é dominada por fluxos de sedimentos carregando $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ mobilizado dos arredores, como pode ser o caso de reservatórios urbanizados (MABIT *et al.*, 2014). Outra condição de aplicabilidade do modelo é que a taxa de sedimentação seja constante durante o período investigado, produzindo a diminuição exponencial da atividade de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em função da profundidade da coluna sedimentar. A atividade do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ presente em uma camada de sedimento de idade t , situada a uma profundidade z , é dada pela Equação 1, onde $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}(0)}$ é a atividade de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ no topo da camada de sedimentos, no instante $t = 0$.

É conveniente usar a massa acumulada de sedimentos para corrigir possíveis efeitos devido à compactação natural da coluna sedimentar ou pela compactação do sedimento devido ao impacto do amostrador (ARGOLLO, 2001; ROBBINS, 1978). A massa seca acumulada por unidade de área (g cm^{-2}), m , desde o topo da coluna sedimentar até a profundidade z , está relacionada ao tempo de deposição de acordo com a expressão $t = m/r$ (BONOTTO; LIMA, 2006), onde r é o fluxo de sedimentos ou taxa de sedimentação de massa ($\text{g cm}^{-2} \text{ ano}^{-1}$). A atividade de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, portanto, decresce exponencialmente com o acúmulo de massa seca de sedimentos, de acordo com a Equação 4. O gráfico de m vs $\ln ^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}(z)$ é uma reta cuja inclinação corresponde a $-\lambda/r$ e, conseqüentemente, a taxa de sedimentação pode ser determinada pela análise da inclinação dessa reta, ajustada pelo método dos mínimos quadrados (NERY, 2009).

$$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}(z) = ^{210}\text{Pb}_{\text{ex}(0)} \cdot e^{-\lambda m/r} \quad (4)$$

Noller (2000 *apud* MABIT *et al.* 2014) e Pennington *et al.* (1976 *apud* MABIT *et al.* 2014) notaram que existem algumas grandes premissas associadas ao uso do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para datação de sedimentos: (1) $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ é rapidamente removido da atmosfera e da água e sequestrado em solos e sedimentos; (2) Uma vez depositado, o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ é imóvel; (3) O $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ não migra para o fundo da coluna de sedimentos; (4) O $^{210}\text{Pb}_s$ está em equilíbrio secular com o ^{226}Ra ; (5) O ^{226}Ra continua constante com a profundidade. Mabit *et al.* (2014) discutiram essas premissas de formar crítica, sendo que premissa 5 permite a estimativa direta da fração de $^{210}\text{Pb}_s$ a partir do valor constante assintótico (em profundidade) observado no perfil de profundidade da concentração total da atividade do ^{210}Pb . Porém, em muitos casos as concentrações de ^{226}Ra não são uniformes com a profundidade. Avanços recentes da espectrometria gama permitem a

medição simultânea de ^{210}Pb e ^{226}Ra , tornando essa premissa irrelevante. A premissa 4 é encontrada na maioria dos casos, se o sedimento estiver debaixo d'água, apesar de ser necessário ser revisado em perfis onde muito baixas concentrações de ^{226}Ra são encontradas. Apenas uma pequena fração do ^{222}Rn resultante do decaimento do ^{226}Ra alcança os espaços porosos onde pode difundir por toda parte, resultando num perfil de estado estacionário de ^{210}Pb levemente diferente do de ^{226}Ra . A premissa 3 é necessária para os modelos CRS e CIC, mas não é válido em alguns sistemas sedimentares. Modelos alternados são necessários nos casos em que grandes processos de bioturbação produzem uma mistura completa nas camadas superiores de sedimentos. Essa dificuldade pode ser resolvida usando outros métodos de datação como complemento. A premissa 1 não é totalmente relevante já que os modelos de datação ^{210}Pb operam com fluxos na interface água-sedimento ao invés de deposição atmosférica.

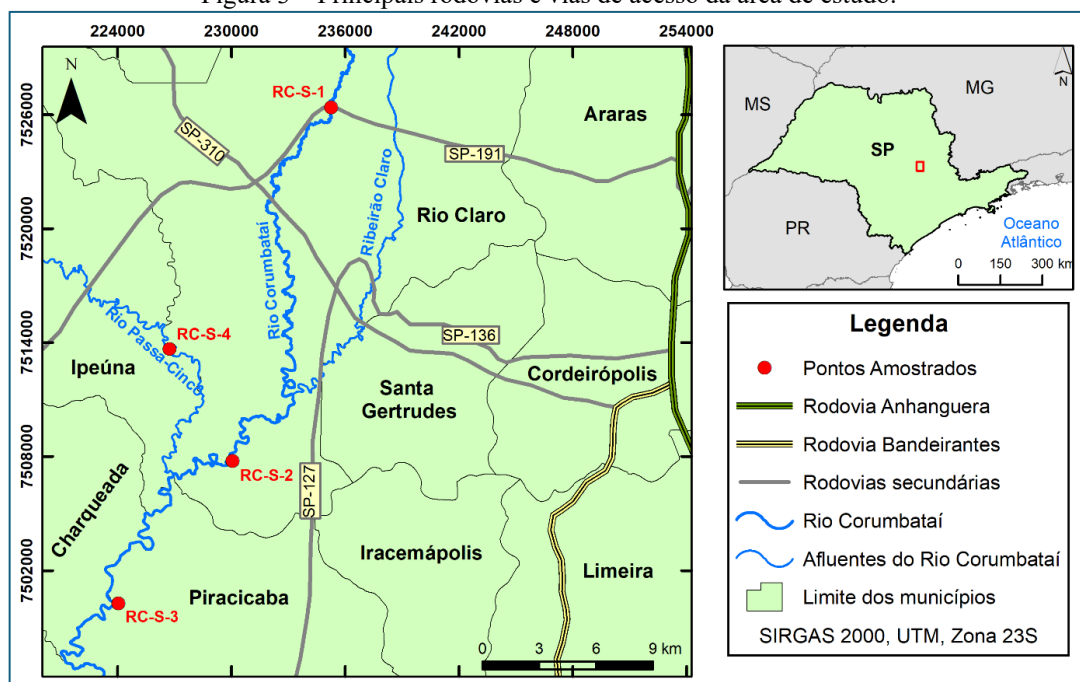
Algumas das suposições que esses modelos compartilham são: (a) processos deposicionais ideais dos radionuclídeos na interface água-sedimento (sem afinidade de partículas, ^{210}Pb suficiente preservado na água relativo a quantidade de partículas, assim como tempo suficiente para interação entre as partículas e a coluna d'água); (b) sequência sedimentar continua sem eventos (BRUEL; SABATIER, 2020); e (c) sistemas fechados para o ^{210}Pb e seus isótopos filhos (nenhum processo pós deposicional ocorreu) (VON GUNTEN; MOSER, 1993). Zhang e Xu (2023) compilaram algumas das limitações que a aplicação desse método está sujeita, relacionadas as suposições supracitadas, tais como: preferência de partículas por afinidade, mistura física e biológica dos sedimentos, eventos de sedimentação (relacionados a inundações, deslizamentos, terremotos, e outros eventos episódicos), mobilidade pós-deposicional. Esses fatores põem à prova as suposições para o uso dos modelos, uma vez que um ambiente que apresente todas aquelas condições é raro na natureza (ABRIL; BRUNSKILL, 2014). Dessa forma, conforme proposto por Sanchez-Cabeza e Ruiz-Fernández (2012), os modelos devem ser validados com observações independentes, como radiotraçadores de precipitação global (^{137}Cs e/ou $^{139,140}\text{Pu}$), inundações (picos de taxas de acumulação de finos), registros de poluição (como o início/final de operações industriais específicas), mudanças no uso e ocupação do solo, ou qualquer outro traçador geoquímico disponível.

4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia do Rio Corumbataí é uma das cinco sub-bacias integrantes das Bacias Hidrográficas Piracicaba/Capivari/Jundiaí – PCJ (UGRHI 05). Situa-se na porção centro-leste do Estado de São Paulo, numa região de grande importância econômica, sob o ponto de vista agrícola e industrial. O município de Rio Claro ocupa a maior extensão territorial dentro dos limites da bacia, representando cerca de 28% da área total, seguido por Itirapina e Corumbataí, que representam 17% e 13% respectivamente (ENGEORPS, 2020). De acordo com os dados dos Setores Censitários (IBGE, 2010), a Bacia do Rio Corumbataí possui 92% do seu território composto por áreas rurais e 8% por áreas urbanas. Tomando como referência as zonas definidas pela Engecorps (2020) conforme é possível visualizar na Figura 7, a Zona 20 é a mais urbanizada (21% de área urbana) enquanto a Zona 19 é majoritariamente rural (99% de área rural e 1% de área urbana).

O acesso à região é composto por rodovias de grande importância, sendo a principal a rodovia Washington Luís (SP-310), que se interliga com as rodovias Anhanguera e Bandeirantes, dando acesso à capital do Estado, e a outros centros importantes como Campinas, Jundiaí, Araraquara e São José do Rio Preto. As rodovias de tráfego menos intenso constituem vias de acesso secundárias, tais como SP-191 (Charqueada – Araras) e SP-127 (Rio Claro – Piracicaba) (Figura 3).

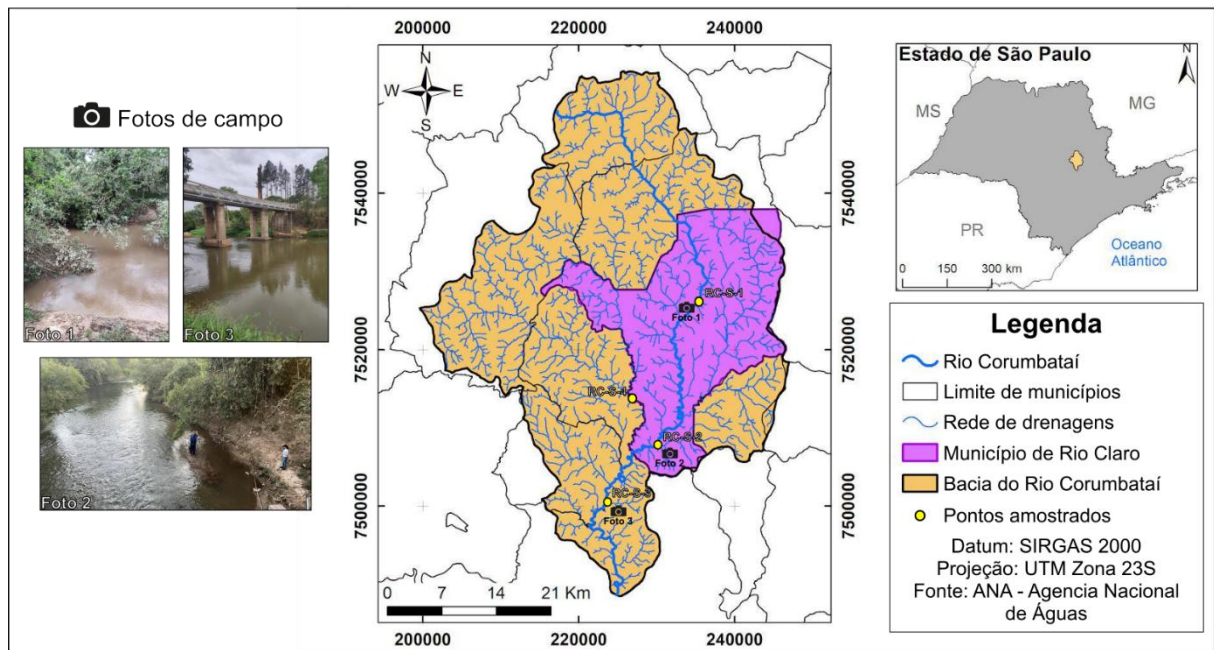
Figura 3 – Principais rodovias e vias de acesso da área de estudo.



Fonte: Figura elaborada pela autora.

Esta bacia hidrográfica (Figura 4) apresenta uma área de grande interesse econômico e ambiental pela abundância de recursos naturais, como a vegetação nativa, e de minerais não metálicos, areia e argila refratária para uso industrial e calcário para uso agrícola e industrial (ENGEORPS, 2020). Segundo dados do IBGE (2024), a bacia tem população estimada em cerca de 745 mil habitantes, com forte presença industrial e agrícola, atividades que demandam grande consumo de água. O Rio Corumbataí é o principal afluente do Rio Piracicaba, assumindo importância pela sua capacidade de abastecimento em quantidade e qualidade de água para os 9 municípios da bacia: Piracicaba, Rio Claro, Analândia, Corumbataí, Cordeirópolis, Ipeúna, Santa Gertrudes, Charqueada e Itirapina (FREDERICE *et al.*, 2010). Seus principais afluentes são o Rio Passa Cinco e o Ribeirão Claro, com 60 e 43 km de extensão, respectivamente. Numerosas nascentes que dão origem ao Rio Corumbataí e de parte de seus afluentes, estão situadas no topo do compartimento de Cuestas Basálticas (ENGEORPS, 2020).

Figura 4 – Hidrografia da bacia do Rio Corumbataí.



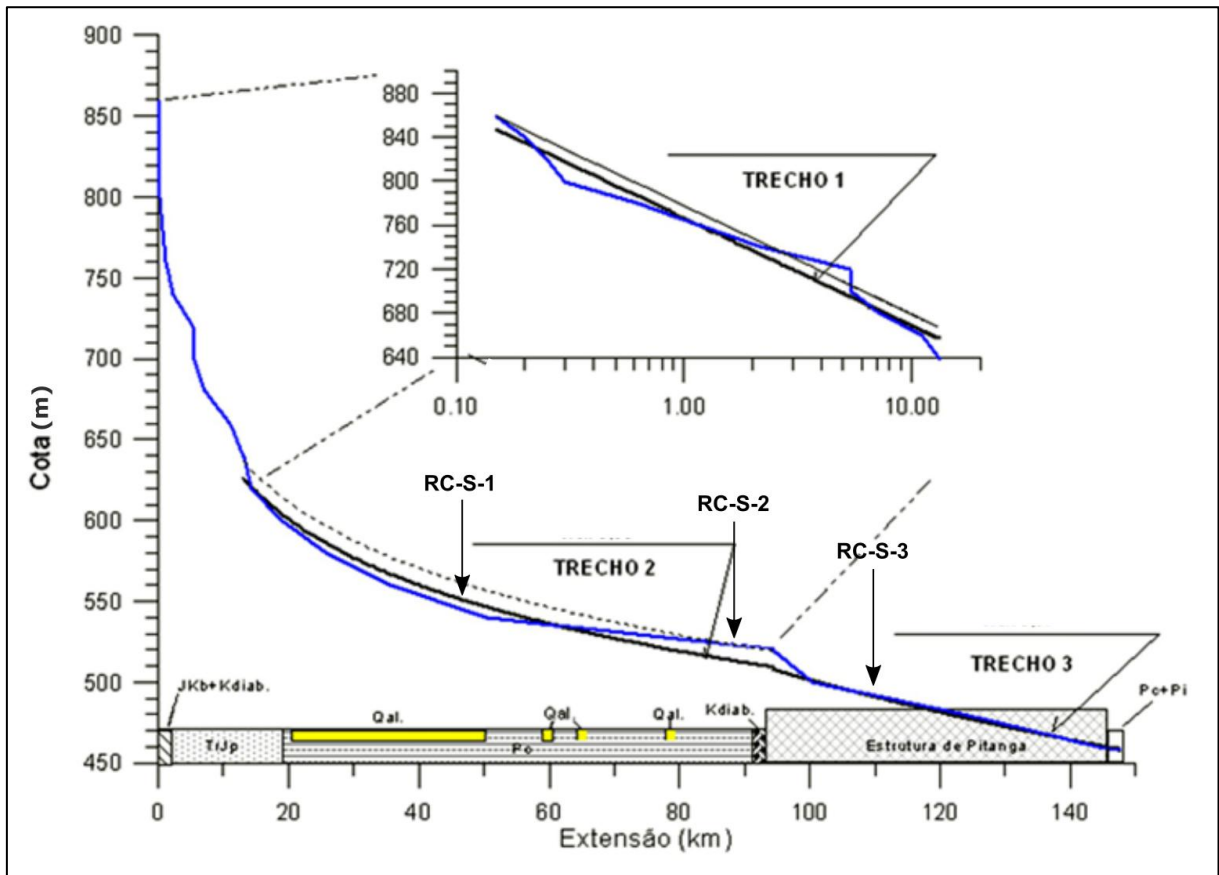
Fonte: Figura elaborada pela autora.

Conforme o relatório da Engecorps (2020), o Ribeirão Claro tem uma área de drenagem de cerca de 283,7 km², seu leito é formado por areia, argila e menos frequentemente por cascalho, e a vegetação marginal é caracterizada por mata de galeria em bom estado de conservação. O Rio Passa Cinco tem uma área de drenagem de 529,6 km², nasce na região de Itirapina e recebe esgoto urbano e industrial das cidades de Itirapina e Ipeúna. Há contaminação

da água devido à mineração com metais pesados, como o mercúrio, e à agricultura com plantações de cana de açúcar e laranja, onde há uso de agrotóxicos que são lixiviados do solo e eventualmente chegam aos rios.

Etchebehere, Casado e Morales (2011) realizaram uma análise morfométrica do rio Corumbataí e um dos seus resultados foi um perfil longitudinal, plotado em gráfico de coordenadas cartesianas, considerando como variável dependente a altitude dos diversos pontos da drenagem, e no eixo das abscissas lançada a extensão do rio (Figura 5). No perfil, foram determinados 3 trechos separados com base na relação entre o índice Declividade vs. Extensão de cada segmento de drenagem (RDEs) e o índice de Declividade vs. Extensão total (RDEt): O Trecho 1 corresponde aos primeiros 12 km de extensão a partir da nascente, entre as cotas 860 e 640 m, trata-se da região mais íngreme; o Trecho 2 compreende aproximadamente do quilometro 12 ao 94, entre as cotas 640 e 520, representando o trecho mais extenso e mostra-se relativamente equilibrado com exceção do final do trecho quando se aproxima de uma quebra de relevo ou *nickpoint*, que se mostra relativamente soerguido; o Trecho 3 mais a jusante cobre o restante do rio Corumbataí até sua foz e seu início é marcado pelo *nickpoint* que é responsável por um aumento na declividade nos primeiros 4 ou 5 km do trecho. Os autores defendem que a existência de lineamentos expressivos próximos à confluência do rio Passa Cinco com o Corumbataí pode indicar a presença de falhas na região reforçando a possibilidade de o elemento tectônico ser o causador da quebra no relevo. Esse estudo permite um melhor entendimento da dinâmica fluvial do rio Corumbataí, uma vez que a energia de um rio é proporcional à declividade da superfície por onde flui o curso d'água e à descarga do mesmo naquele trecho, este segundo fator sendo diretamente proporcional ao comprimento da drenagem (KELLER; PINTER, 1996).

Figura 5 – Perfil longitudinal do Rio Corumbataí, com destaque dos principais trechos e a posição dos perfis sedimentares amostrados



Fonte: Adaptado de Etchebehere, Casado e Morales (2011).

Legenda: Na base estão dispostas as unidades estratigráficas escavadas pelo canal - Qal (depósitos aluvionares quaternários), JKb (Formação Botucatu), Kdiab (intrusões de diabásio), TrJp (Formação Pirambóia), Pc (Formação Corumbataí), Pi (Grupo Itararé).

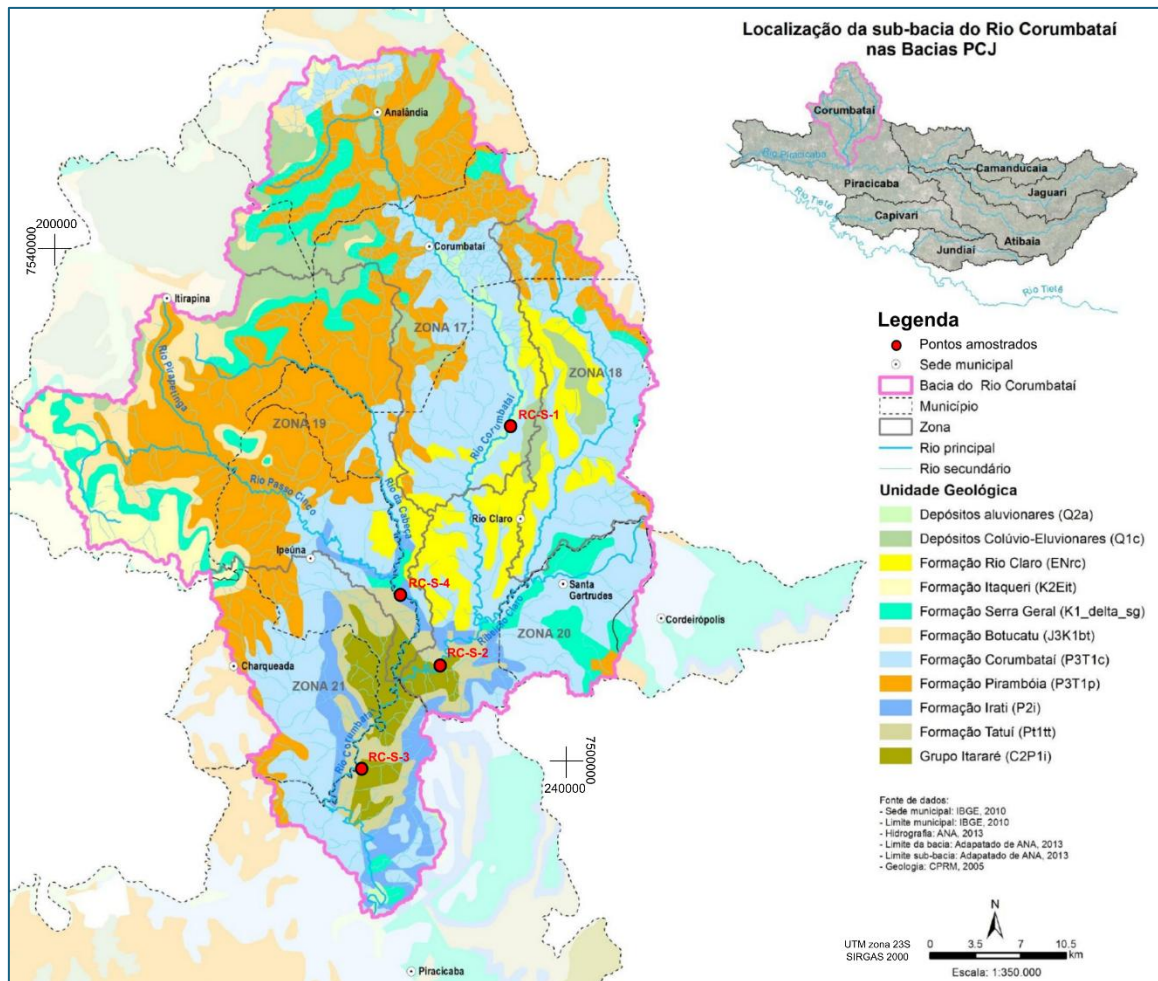
A degradação ao longo dos cursos d'água na bacia ocorre, principalmente, através do desmatamento de mata ciliar, que é responsável por reter os sedimentos erodidos da vertente, gerando altos níveis de assoreamento. Em locais onde a mata ciliar ainda está conservada o nível de assoreamento é significativamente menor. As matas ciliares também funcionam como filtros, retraindo defensivos agrícolas, poluentes e sedimentos que seriam transportados para os cursos d'água durante as chuvas, afetando diretamente a qualidade da água. Em regiões com maiores declividades, a mata ciliar exerce a proteção do solo contra os processos erosivos intensos, pois suas raízes servem como fixadoras do solo das margens (RIZZO, 2007).

De acordo com a classificação climática de Köppen, a bacia do Rio Corumbataí está localizada em clima subtropical úmido, no entanto, devido à grande variação topográfica registrada na bacia, variando entre 1068 metros nas cabeceiras e 470 metros na sua foz, o tipo climático se subdivide em 3 subtipos: Cwa - clima subtropical com inverno seco (mês mais

seco com precipitação menor que 40 mm) e com verão quente (temperatura média no verão maior que 22°C), ocorre em grande parte da bacia, se estendendo por toda a faixa sul, central e leste; Cwb - clima subtropical com inverno seco (mês mais seco com precipitação menor que 40 mm) e com verão ameno (temperatura média no verão menor que 22°C), este clima está concentrado nas áreas altas da bacia, no extremo oeste; Cfb - clima subtropical sem estação seca (mês mais seco com precipitação maior que 40 mm), e com verão ameno (temperatura média no verão menor que 22°C). Ocorre numa área restrita no extremo sudoeste da área, na região com as maiores altitudes, próximo às nascentes do Rio Passa Cinco (ENGECORPS, 2020).

A área ocupada pela bacia hidrográfica do Rio Corumbataí situa-se na porção leste-nordeste da Bacia Sedimentar do Paraná, na Depressão Periférica Paulista. Diversas unidades estratigráficas são aflorantes (Figura 6): O Grupo Tubarão que compreende as rochas da Formação Itararé (arenitos, conglomerados, diamictitos, tilitos, siltitos, folhelhos, e ritmitos) e Tatuí (arenitos, folhelhos, silexites, e arenitos com concreções locais); Grupo Passa Dois que compreende as Formações Irati (siltitos, argilitos, folhelhos pretos betuminosos, e calcários) e Corumbataí (argilitos, folhelhos e siltitos); Grupo São Bento que engloba as Formações Pirambóia (arenitos e folhelhos), Botucatu (arenitos), Serra Geral (basaltos e diabásios) e rochas básicas intrusivas associadas; por fim, ocorrem também diferentes tipos de depósitos cenozoicos como os da Formação Rio Claro (arenitos e arenitos conglomeráticos) e depósitos recentes do tipo aluvionar (BONOTTO; LIMA, 2006).

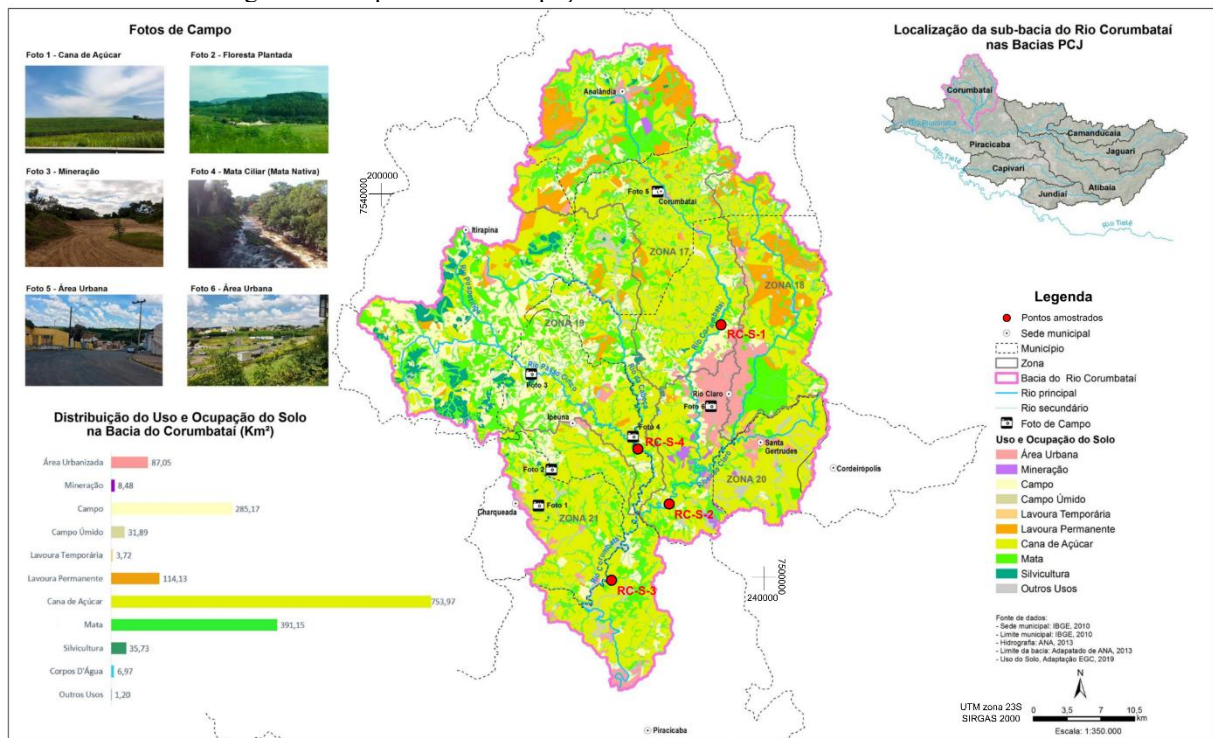
Figura 6 – Mapa geológico da bacia do Rio Corumbataí.



Fonte: Adaptado de Engecorps (2020).

Relativo ao uso e ocupação do solo na bacia do Rio Corumbataí (Figura 7), ela está localizada em área originalmente composta pela zona de transição dos domínios do Cerrado e da Mata Atlântica, hoje 22,7% da área total da bacia é ocupada por matas nativas, segundo o mapeamento de 2019 realizado pela Engecorps (2020) com base na Revisão do Plano das Bacias PCJ. As matas concentram-se ao longo dos rios, principalmente na região centro-oeste da bacia, onde se localizam as seções mais elevadas do relevo e as principais nascentes da bacia. Atualmente a classe de uso que mais se destaca nessa região é a cana-de-açúcar, que ocupa quase 44% do total da bacia. O cultivo da cana-de-açúcar está concentrado em áreas de menor elevação, associadas a baixas declividades, principalmente na porção inferior da bacia. Cabe ressaltar que dentre os impactos ambientais gerados pela monocultura da cana-de-açúcar, está a vinhaça, efluente da indústria da produção do açúcar e do álcool.

Figura 7 – Mapa de uso e ocupação do solo na Bacia do Rio Corumbataí.



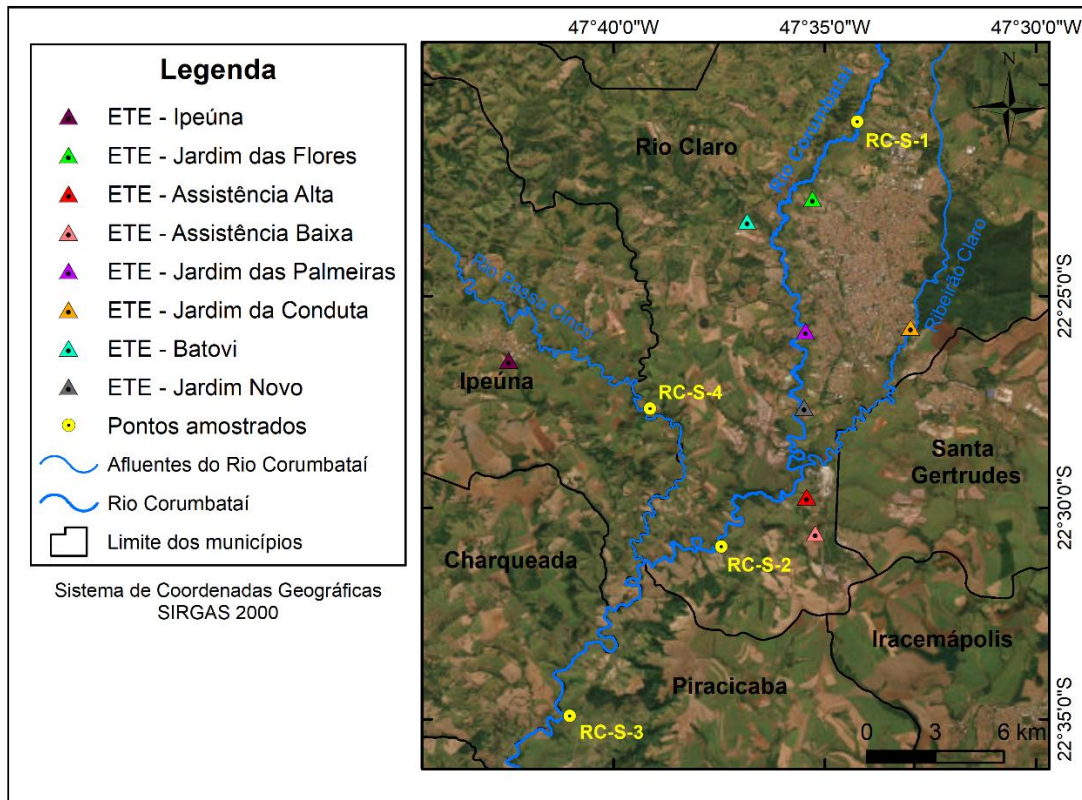
Fonte: Engecorps (2020).

As “Lavouras Permanentes” e “Lavouras Temporárias”, compreendem juntas a 6,9% a área total da bacia, com destaque ao cultivo da laranja. Estão mais concentradas na porção norte e nordeste da bacia, próximos aos divisores de água, nos municípios de Analândia e Rio Claro, e na porção central da bacia, no município de Corumbataí. A classe “Silvicultura” corresponde a cerca de 2% da área total da bacia, sendo que a maior parte está localizada na porção oeste onde são plantadas florestas de eucaliptos e pinus para a produção de madeira e celulose. A classe “Mineração”, por sua vez, responde por menos de 1% da área, sobretudo localizada ao sul de Analândia e ao sul de Rio Claro. Essa atividade é responsável pela extração de areia, silte e argila que é usada na produção e comercialização de insumos para as indústrias de vidro, fundição, cerâmica de revestimento, entre outros, localizadas principalmente nos municípios de Santa Gertrudes e Rio Claro. A “Área Urbanizada” responde por 87,05km² da bacia, na qual se destaca a sede urbana de Rio Claro, município mais populoso da bacia, com pouco mais de 200 mil pessoas (IBGE, 2024). Além dessa mancha principal, outras menores se encontram dispersas por todo o restante da área e compõem as sedes municipais dos demais municípios, seus bairros e distritos rurais.

Por fim, com relação aos serviços de tratamento de esgoto, com foco no município de Rio Claro onde se encontra a maior densidade populacional e maior área urbana, a sede municipal é atendida por 5 sistemas: Jardim Flores, Jardim Novo, Conduta, Jardim Palmeiras e

Batovi. As localidades isoladas de Ferraz e Ajapi, localizadas na porção norte do município, são atendidas por dois sistemas. Na porção sul, o sistema Assistência atende a localidade de mesmo nome. A Figura 8 mostra a localização das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) citadas na área de estudo.

Figura 8 – Localização das ETEs na área de estudo, bem como os pontos de coleta de perfis de sedimentares.



Fonte: Figura elaborada pela autora.

Em Rio Claro, para coletar todo o esgoto da área urbana, existem 831 km de redes de tubulações. O tratamento desse esgoto ocorre por meio da estrutura que contempla 15 unidades de bombeamento e oito estações, que tratam mais de 43×10^6 L de esgoto por dia. A primeira ETE a entrar em operação na região foi a do distrito de Ajapi, no norte de Rio Claro em 1992, seguida da ETE Jardim das Palmeiras em 1999 e ETE Jardim das Flores em 2001 (DAAE, 2024). Outras ETEs foram construídas posteriormente, como a ETE Conduta em 2010 e, a mais recente, ETE Jardim Novo que entrou em operação em 2017, fazendo com que o município atingisse os atuais 92% de esgoto tratado (BRK, 2022). Vale ressaltar que a ETE Jardim Novo tem como diferencial a tecnologia NEREDA®, um sistema moderno desenvolvido na Holanda, mais avançado e eficiente, e adequado aos novos padrões ambientais, emite menos gases, pois possui tratamento aeróbio, e reduz o consumo de energia elétrica em cerca de 25% dentro das estações de tratamento. Foi desenvolvido pela Universidade de

Tecnologia de Delft, e utiliza biomassa aeróbica granular então o lodo do esgoto é transformado em grânulos que são facilmente decantáveis e todo processo é feito sem adição de produtos químicos. Além disso, o sistema promove o tratamento dos esgotos com a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) pelo mesmo valor de investimento feito em um sistema que apenas faz remoção da carga orgânica (BRK, 2020). Rio Claro foi o segundo município do Brasil e o primeiro no estado de São Paulo a operar com essa nova tecnologia (ENGECORPS, 2020). Todas as ETEs do município de Rio Claro fazem tratamento primário e secundário, somente a ETE Jardim Novo possui tratamento terciário.

Quanto ao sistema de esgotamento sanitário do município de Ipeúna, este possui atualmente uma ETE localizada no km 87,5 da rodovia SP-191 que iniciou suas operações em 2016, mas a primeira ETE do município entrou em operação no ano de 1976 e possuía um sistema composto por gradeamento grosseiro, caixa de areia e lagoa facultativa, operando com aproximadamente 60% de eficiência na remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) devido ao processo de assoreamento da lagoa que não recebia manutenção. A estação atendia a toda a área urbana, porém indústrias, empreendimentos comerciais e algumas áreas rurais, não eram contemplados pela rede pública, e o esgotamento sanitário era realizado por fossas negras, sépticas, ou por lançamento superficial. Até a data de publicação do Plano Municipal de Saneamento Básico em 2015, a realidade no município era de que não havia monitoramento da quantidade e qualidade dos efluentes gerados, tampouco a avaliação das condições do corpo receptor (B&B ENGENHARIA LTDA., 2015). Em 2009 teve início a construção da nova ETE que entrou em operação em 2016, ela conta com sistema de tratamento primário e secundário, composta por gradeamento, caixa de areia, Calha Parshall, 2 lagoas anaeróbias, 2 lagoas facultativas e 4 lagoas de maturação, desta forma a eficiência mínima é de 80%, podendo chegar a 98%, de remoção DBO (CAMARA MUNICIPAL DE IPEÚNA, 2016). No final do primeiro ano de funcionamento da ETE, a lagoa se rompeu devido à erosão, somente em 2019 foi iniciado o reparo para recuperação da lagoa (IPEÚNA, 2019).

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1. Amostragem de sedimentos fluviais

A amostragem de sedimentos fluviais foi realizada em três pontos do Rio Corumbataí e um ponto no Rio Passa Cinco: RC-S-1 ($47^{\circ}34'13.88''\text{O}$; $22^{\circ}20'52.86''\text{S}$) e RC-S-2 ($47^{\circ}37'26.90''\text{O}$; $22^{\circ}30'55.09''\text{S}$), no município de Rio Claro, RC-S-3 ($47^{\circ}41'1.77''\text{O}$; $22^{\circ}34'55.29''\text{S}$), na divisa dos municípios de Piracicaba e Charqueada, em São Paulo, e RC-S-4 ($47^{\circ}39'12.33''\text{O}$; $22^{\circ}27'47.10''\text{S}$), na divisa dos municípios de Rio Claro e Ipeúna. A coleta dos sedimentos dos pontos RC-S-1 e RC-S-3 foram feitas no dia 28/09/2023, e do ponto RC-S-2 no dia 14/06/2024. Os sedimentos de fundo foram coletados utilizando-se um amostrador de sedimentos vertical Wildco (modelo 77263), que consiste em um tubo acrílico transparente removível de 1 m de comprimento e 50 mm de diâmetros, provido de ponteira de aço e válvula de retenção nas extremidades inferior e superior, respectivamente. O material foi retirado do tubo coletor com o auxílio de um êmbolo, fatiado com uma espátula em segmentos de 5 cm e acondicionado em recipientes de polietileno, numerados da base para o topo, sendo secos em estufa a 60°C por 24 h. Cada segmento da amostra foi desagregado em gral de porcelana, homogeneizado e pesado. O recipiente de polietileno demonstrou ser compatível com os procedimentos analíticos, sem evidências de contaminação relevante.

5.2. Datação ^{210}Pb

A cronologia de deposição e a taxa de sedimentação foram avaliadas pelo método do ^{210}Pb , com a taxa de sedimentação (r) determinada com base no modelo de concentração inicial constante (CRS) (ROBBINS, 1978; APPLEBY; OLDFIELD, 1978). A espectrometria gama foi utilizada para quantificar a atividade de ^{226}Ra e ^{210}Pb para todas as amostras obtidas a partir do perfil de sedimento de fundo original. Esta técnica baseia-se na detecção, ampliação e contagem dos fótons gerados pela interação da radiação gama com um cristal de Germânio hiperpuro, com 30% de eficiência e resolução de 1,8 KeV para o pico de ^{60}Co (energia de 1,33 MeV), sendo o detector calibrado com fontes de energia e eficiência conhecidas. Cada amostra, após ser desagregada e homogeneizada, foi acondicionada em frasco plástico e selada para obter, em quatro semanas, equilíbrio secular entre o ^{226}Ra e seus filhos de curta meia vida. A atividade do ^{226}Ra foi avaliada através da emissão dos raios gama (0,352 MeV) de seu filho ^{214}Bi , sendo o ^{210}Pb determinado através de sua linha gama em 46,5 KeV.

5.3. Preparação das amostras e separação dos MPs

O procedimento para remoção e caracterização dos MPs foi baseado no método proposto por Moruzzi *et al.* (2020). Uma amostra de cada segmento com 10 g de sedimento foi adicionada a um béquer de vidro com solução aquosa contendo 100 mL de ZnCl_2 ($\geq 98\%$, da Sigma-Aldrich), com densidade de $1,6 \text{ g/cm}^3$. A mistura foi homogeneizada e deixada em repouso para decantação durante a noite, à temperatura ambiente. As soluções foram transferidas para um cone Imhoff onde, após o tempo necessário para precipitação e sedimentação, o sobrenadante foi coletado. As soluções ficaram no cone Imhoff por pelo menos 48h e em seguida, após descarte do material que se acumulou no fundo, a solução contendo somente o sobrenadante foi filtrada através de um filtro de membrana de nitrato de celulose de $0,45 \text{ }\mu\text{m}$, com 47 mm de diâmetro (Sartorius). Os filtros de cada amostra retiveram o sobrenadante e foram deixados para secar em temperatura ambiente por 24 h em Placas de Petri fechadas e devidamente identificadas.

5.4. Contagem e caracterização dos MPs

Os MPs foram identificados através do emprego de um estereomicroscópio trinocular com iluminação refletida Zeiss, modelo estéreo Discovery V.12, equipado com câmera digital modelo Axiocan ERc 5s e software para captura de imagem modelo Axionvision LE, ambos da Zeiss. Eles foram categorizados por forma e tamanho, sendo os MPs contados de acordo com suas propriedades físicas (textura, cor e flexibilidade).

5.5. Determinação de matéria orgânica, granulometria e pH

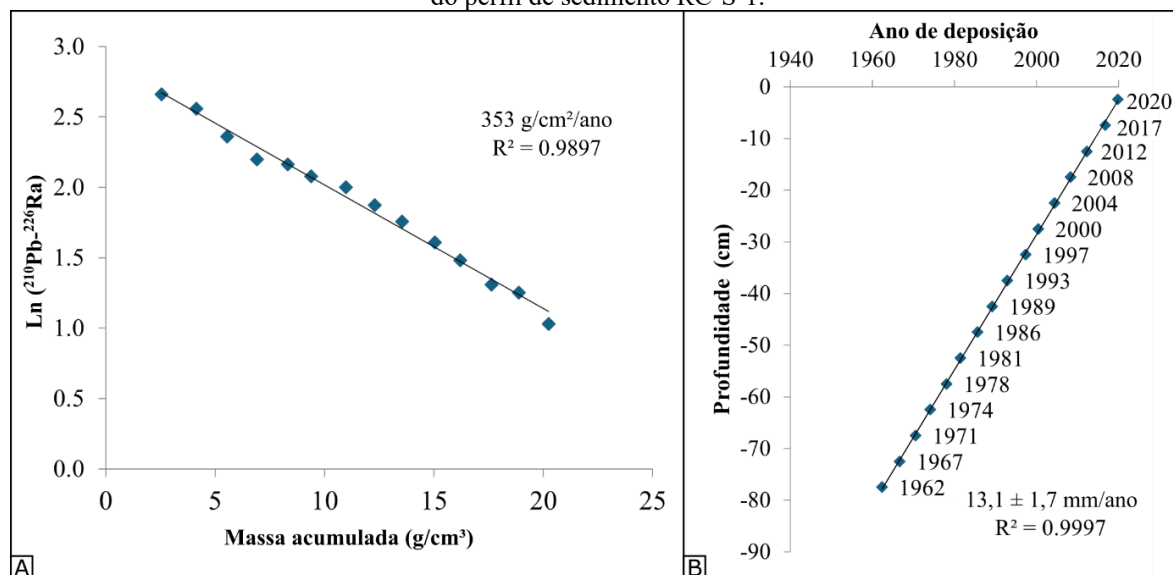
Para cada amostra foi realizado os três procedimentos como análises complementares. A matéria orgânica foi determinada por oxidação, a granulometria pelo método da pipeta, e o pH foi medido usando medidor de pH de bancada com as amostras diluídas em água deionizada.

Amostra	Profundidade (cm)	Profundidade de amostragem (cm)	MTS ^a (g)	MSA ^b (g cm ⁻²)	²¹⁰ Pb (Bq kg ⁻¹)	²²⁶ Ra (Bq kg ⁻¹)	ln ²¹⁰ Pb _{ex} ^c	Tempo de deposição (anos)	Ano de deposição
RC-S-3									
2669	35 a 40	-37,5	113,4	10,8	18,2 ± 0,7	12,8 ± 0,5	1,7	54	1970
2670	40 a 45	-42,5	121,1	12,3	17,3 ± 0,6	13,3 ± 0,4	1,4	61	1963
2671	45 a 50	-47,5	130,4	14,0	26,5 ± 1,1	23,8 ± 1,0	1,2	70	1954
RC-S-4									
3262	0 a 5	-2,5	104,27	1,3	51,0 ± 2,1	13,9 ± 0,5	3,6	4	2020
3263	5 a 10	-7,5	96,86	2,6	53,0 ± 2,3	17,7 ± 0,6	3,6	8	2016
3264	10 a 15	-12,5	110,39	4,0	48,4 ± 1,8	17,5 ± 0,6	3,4	13	2011
3265	15 a 20	-17,5	101,45	5,3	42,7 ± 1,7	15,7 ± 0,5	3,3	17	2007
3266	20 a 25	-22,5	94,67	6,5	32,7 ± 1,3	13,2 ± 0,4	3,0	21	2003
3267	25 a 30	-27,5	105,46	7,8	31,0 ± 1,3	11,7 ± 0,4	3,0	25	1999
3268	30 a 35	-32,5	98,08	9,1	35,0 ± 1,3	12,1 ± 0,4	3,1	29	1995
3269	35 a 40	-37,5	99,62	10,3	37,7 ± 1,4	18,7 ± 0,6	2,9	33	1991
3270	40 a 45	-42,5	105,15	11,7	29,7 ± 1,2	17,8 ± 0,6	2,5	37	1987
3271	45 a 50	-47,5	93,89	12,9	30,3 ± 1,3	16,8 ± 0,6	2,6	41	1983
3272	50 a 55	-52,5	102,21	14,2	26,2 ± 1,1	17,6 ± 0,6	2,2	45	1979
3273	55 a 60	-57,5	117,15	15,7	25,6 ± 1,0	15,7 ± 0,5	2,3	50	1974
3274	60 a 65	-62,5	94,79	16,9	27,3 ± 1,1	18,3 ± 0,6	2,2	54	1970
3275	65 a 70	-67,5	110,20	18,3	26,8 ± 1,1	17,1 ± 0,6	2,3	59	1965

Conclusão. Fonte: Dados obtidos pela autora. ^aMassa Total Seca ^bMassa Seca Acumulada. área⁻¹ ^c²¹⁰Pb_{ex} = $^{210}\text{Pb}_{(0)} - ^{226}\text{Ra}$

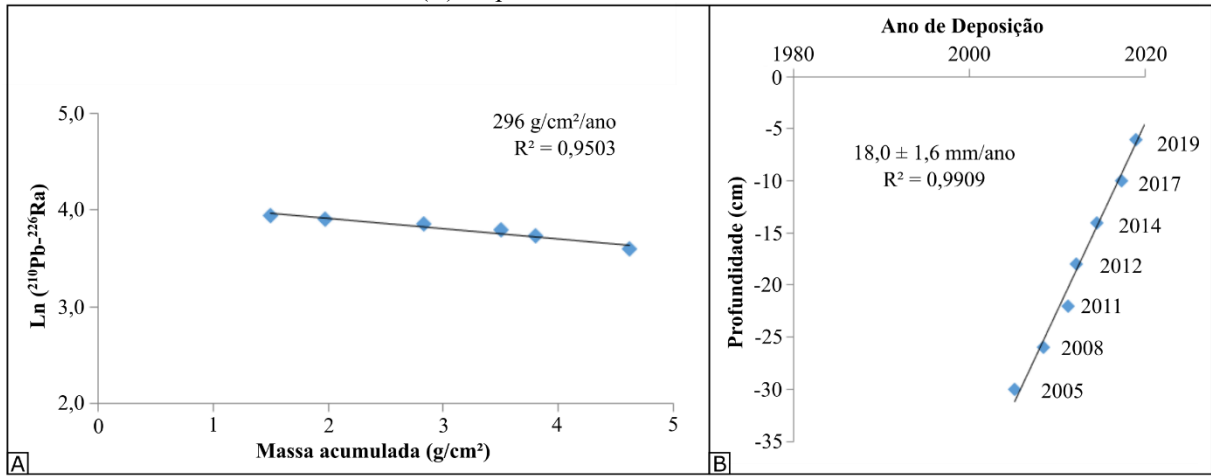
As Figuras 9, 10, 11 e 12 resumem os resultados alcançados através da análise da cronologia ²¹⁰Pb dos perfis sedimentares RC-S-1, RC-S-2, RC-S-3 e RC-S-4, respectivamente.

Figura 9 – Relações de excesso de ²¹⁰Pb *versus* massa acumulada (A) e profundidade *vs.* tempo de deposição (B) do perfil de sedimento RC-S-1.



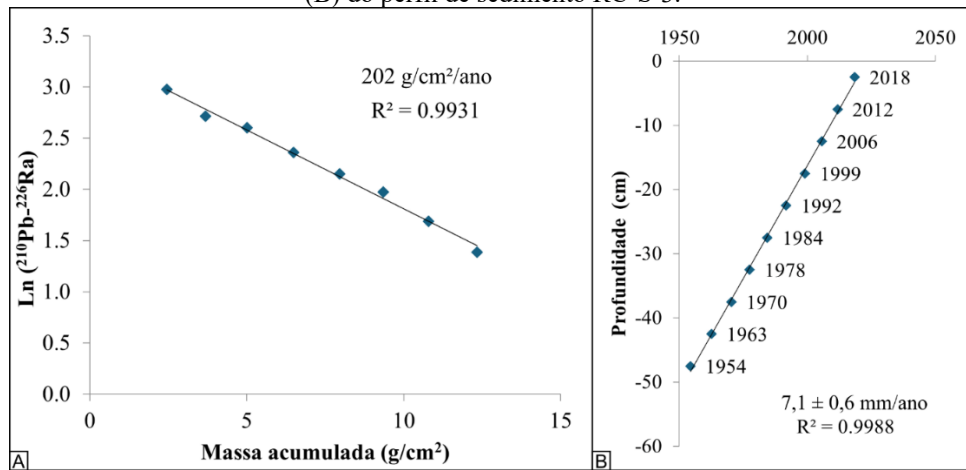
Fonte: Figura elaborada pela autora.

Figura 10 - Relações de excesso de ^{210}Pb versus massa acumulada (A) e profundidade vs. tempo de deposição (B) do perfil de sedimento RC-S-2.



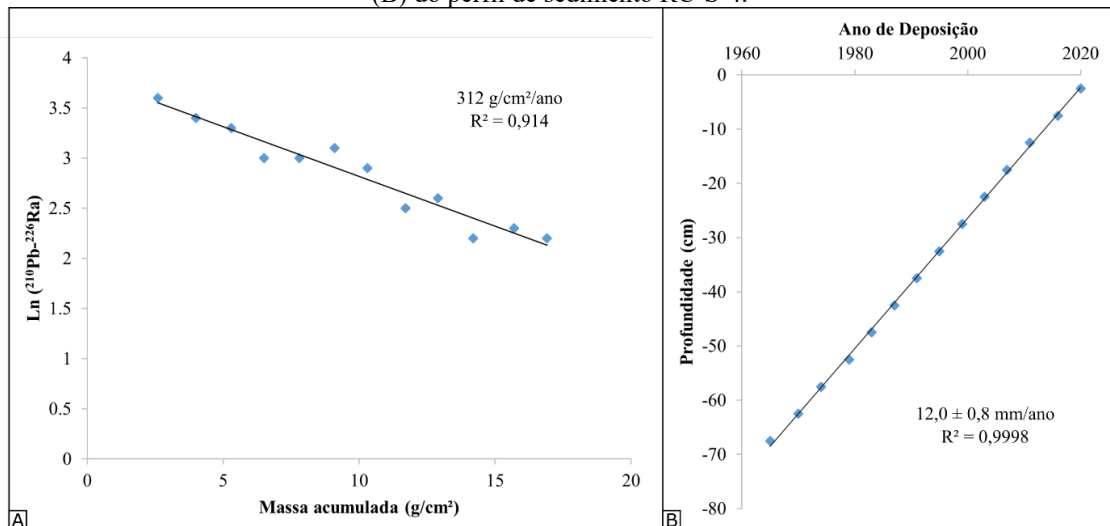
Fonte: Figura elaborada pela autora.

Figura 11 - Relações de excesso de ^{210}Pb versus massa acumulada (A) e profundidade vs. tempo de deposição (B) do perfil de sedimento RC-S-3.



Fonte: Figura elaborada pela autora.

Figura 12 - Relações de excesso de ^{210}Pb versus massa acumulada (A) e profundidade vs. tempo de deposição (B) do perfil de sedimento RC-S-4.



Fonte: Figura elaborada pela autora.

Amostra	Ano de deposição	Tamanho	Linha/Fibra	Filme/Folhas	Fragmentos	<i>Pellets</i>	Pneu
RC-S-1							
2652	1993	0,1 - 0,5 mm	34	22	22	0	143
		0,5 - 1,0 mm	8	0	1	0	0
		1,0 - 5,0 mm	3	0	0	0	0
2653	1989	0,1 - 0,5 mm	13	4	19	3	193
		0,5 - 1,0 mm	1	0	2	0	1
		1,0 - 5,0 mm	1	0	0	0	0
2654	1986	0,1 - 0,5 mm	15	13	19	1	153
		0,5 - 1,0 mm	1	1	1	0	2
		1,0 - 5,0 mm	2	0	1	0	0
2655	1981	0,1 - 0,5 mm	23	8	20	1	177
		0,5 - 1,0 mm	2	1	3	0	0
		1,0 - 5,0 mm	6	0	0	0	0
2656	1978	0,1 - 0,5 mm	33	3	45	0	89
		0,5 - 1,0 mm	7	0	0	0	0
		1,0 - 5,0 mm	3	0	1	0	0
2657	1974	0,1 - 0,5 mm	14	6	19	0	148
		0,5 - 1,0 mm	5	0	1	0	0
		1,0 - 5,0 mm	4	0	0	0	0
2658	1971	0,1 - 0,5 mm	19	1	6	0	86
		0,5 - 1,0 mm	5	0	0	0	0
		1,0 - 5,0 mm	4	0	0	0	0
2659	1967	0,1 - 0,5 mm	14	2	3	0	43
		0,5 - 1,0 mm	3	0	0	0	1
		1,0 - 5,0 mm	0	0	1	0	0
2660	1962	0,1 - 0,5 mm	16	1	9	0	47
		0,5 - 1,0 mm	3	0	0	0	0
		1,0 - 5,0 mm	1	0	0	0	0
RC-S-2							
3252	2021	0,1 - 0,5 mm	80	11	43	5	128
		0,5 - 1,0 mm	14	0	2	0	0
		1,0 - 5,0 mm	4	0	3	0	0
3253	2019	0,1 - 0,5 mm	77	43	85	24	127
		0,5 - 1,0 mm	5	5	5	0	1
		1,0 - 5,0 mm	3	8	2	0	0
3254	2017	0,1 - 0,5 mm	22	10	26	3	53
		0,5 - 1,0 mm	7	2	1	0	1
		1,0 - 5,0 mm	7	8	1	0	0

Continua.

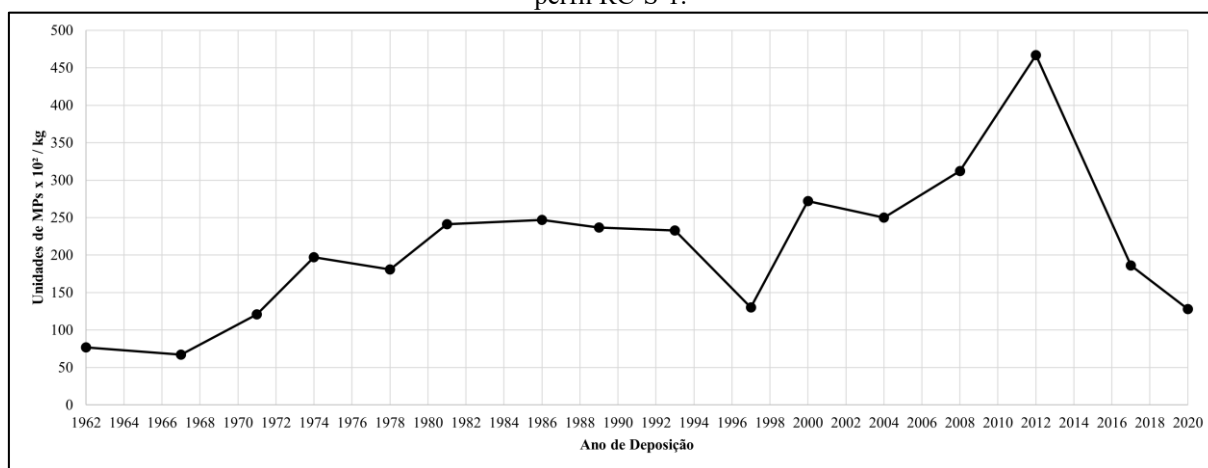
Amostra	Ano de deposição	Tamanho	Linha/Fibra	Filme/Folhas	Fragmentos	Pellets	Pneu
RC-S-2							
3255	2014	0,1 - 0,5 mm	79	8	41	3	203
		0,5 - 1,0 mm	3	1	5	0	4
		1,0 - 5,0 mm	3	1	1	0	0
3256	2012	0,1 - 0,5 mm	63	17	33	4	155
		0,5 - 1,0 mm	4	8	5	0	3
		1,0 - 5,0 mm	1	5	5	0	0
3257	2011	0,1 - 0,5 mm	11	14	56	3	62
		0,5 - 1,0 mm	4	10	8	0	3
		1,0 - 5,0 mm	8	2	5	0	1
3258	2008	0,1 - 0,5 mm	124	6	17	3	103
		0,5 - 1,0 mm	13	1	3	0	0
		1,0 - 5,0 mm	1	0	0	0	0
3259	2005	0,1 - 0,5 mm	107	3	4	1	145
		0,5 - 1,0 mm	14	1	1	0	0
		1,0 - 5,0 mm	14	0	0	0	0
RC-S-3							
2662	2018	0,1 - 0,5 mm	4	7	29	10	129
		0,5 - 1,0 mm	0	1	1	0	2
		1,0 - 5,0 mm	0	0	0	0	1
2663	2012	0,1 - 0,5 mm	7	0	5	0	257
		0,5 - 1,0 mm	4	0	0	0	0
		1,0 - 5,0 mm	0	0	0	0	0
2664	2006	0,1 - 0,5 mm	6	3	8	1	67
		0,5 - 1,0 mm	2	0	1	0	0
		1,0 - 5,0 mm	1	0	0	0	1
2665	1999	0,1 - 0,5 mm	20	6	7	7	104
		0,5 - 1,0 mm	4	1	1	0	2
		1,0 - 5,0 mm	4	0	0	0	1
2666	1992	0,1 - 0,5 mm	6	4	12	3	90
		0,5 - 1,0 mm	4	0	0	0	0
		1,0 - 5,0 mm	2	0	0	0	0
2667	1984	0,1 - 0,5 mm	6	4	8	2	29
		0,5 - 1,0 mm	0	0	0	0	0
		1,0 - 5,0 mm	1	0	1	0	0
2668	1978	0,1 - 0,5 mm	16	8	17	1	99
		0,5 - 1,0 mm	4	0	0	0	1
		1,0 - 5,0 mm	3	0	0	0	0
2669	1970	0,1 - 0,5 mm	16	6	9	0	118
		0,5 - 1,0 mm	6	0	0	0	2
		1,0 - 5,0 mm	4	0	0	0	0

Amostra	Ano de deposição	Tamanho	Linha/Fibra	Filme/Folhas	Fragmentos	Pellets	Pneu
RC-S-3							
2670	1963	0,1 - 0,5 mm	13	3	10	0	67
		0,5 - 1,0 mm	2	0	3	0	0
		1,0 - 5,0 mm	2	0	0	0	0
2671	1954	0,1 - 0,5 mm	18	2	6	0	53
		0,5 - 1,0 mm	2	0	0	0	0
		1,0 - 5,0 mm	3	0	1	0	0
RC-S-4							
3262	2020	0,1 - 0,5 mm	60	7	5	4	54
		0,5 - 1,0 mm	8	1	1	0	1
		1,0 - 5,0 mm	5	0	0	0	0
3263	2016	0,1 - 0,5 mm	106	13	6	2	192
		0,5 - 1,0 mm	21	1	2	0	0
		1,0 - 5,0 mm	8	0	1	0	0
3264	2011	0,1 - 0,5 mm	123	12	11	2	147
		0,5 - 1,0 mm	16	0	0	0	1
		1,0 - 5,0 mm	14	0	0	0	0
3265	2007	0,1 - 0,5 mm	47	9	16	8	176
		0,5 - 1,0 mm	16	0	1	0	0
		1,0 - 5,0 mm	11	0	0	0	0
3266	2003	0,1 - 0,5 mm	63	7	10	2	98
		0,5 - 1,0 mm	23	0	0	0	2
		1,0 - 5,0 mm	6	0	0	0	0
3267	1999	0,1 - 0,5 mm	86	6	3	1	80
		0,5 - 1,0 mm	14	1	1	0	0
		1,0 - 5,0 mm	10	0	0	0	1
3268	1995	0,1 - 0,5 mm	76	4	8	5	150
		0,5 - 1,0 mm	14	0	0	0	0
		1,0 - 5,0 mm	13	0	0	0	0
3269	1991	0,1 - 0,5 mm	72	3	6	5	94
		0,5 - 1,0 mm	8	1	1	0	1
		1,0 - 5,0 mm	8	0	0	0	1
3270	1987	0,1 - 0,5 mm	111	1	10	1	99
		0,5 - 1,0 mm	22	0	0	0	0
		1,0 - 5,0 mm	11	0	0	0	0
3271	1983	0,1 - 0,5 mm	78	8	10	5	124
		0,5 - 1,0 mm	7	0	0	0	0
		1,0 - 5,0 mm	7	0	1	0	0
3272	1979	0,1 - 0,5 mm	41	3	4	5	154
		0,5 - 1,0 mm	10	3	2	0	1
		1,0 - 5,0 mm	9	0	0	0	1

3273	1974	0,1 - 0,5 mm	41	6	6	2	137
		0,5 - 1,0 mm	19	1	1	0	2
		1,0 - 5,0 mm	17	0	0	0	1
3274	1970	0,1 - 0,5 mm	38	5	17	3	95
		0,5 - 1,0 mm	20	0	1	0	0
		1,0 - 5,0 mm	17	0	0	0	0
3275	1965	0,1 - 0,5 mm	43	7	7	1	51
		0,5 - 1,0 mm	14	0	0	0	0
		1,0 - 5,0 mm	7	0	0	0	0

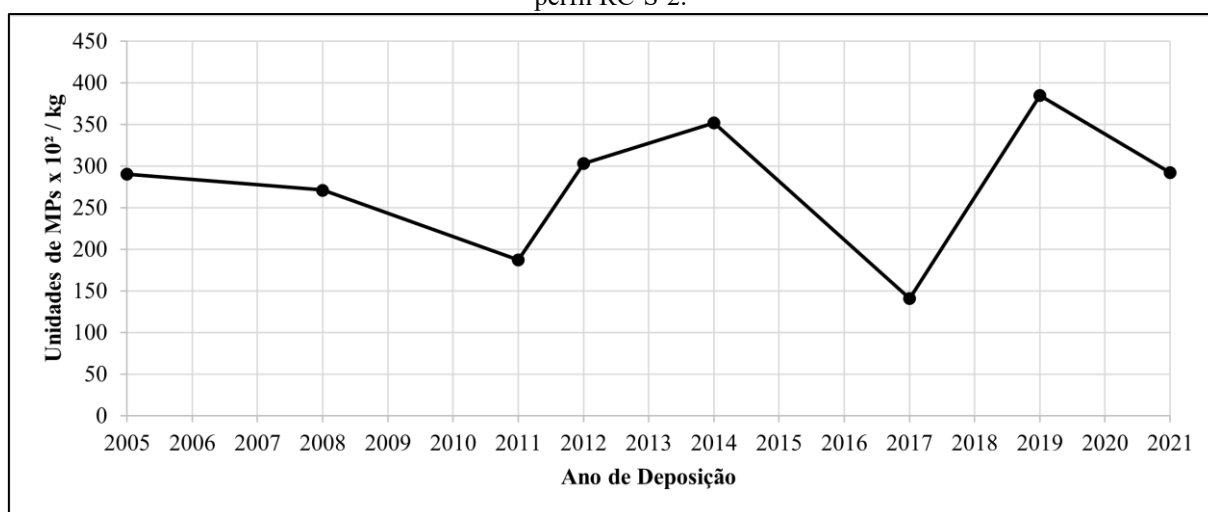
Conclusão. Fonte: Dados obtidos pela autora.

Figura 13 – Ano de deposição e valores total de MPs (unidades/kg) contidos nos segmentos de sedimentos do perfil RC-S-1.



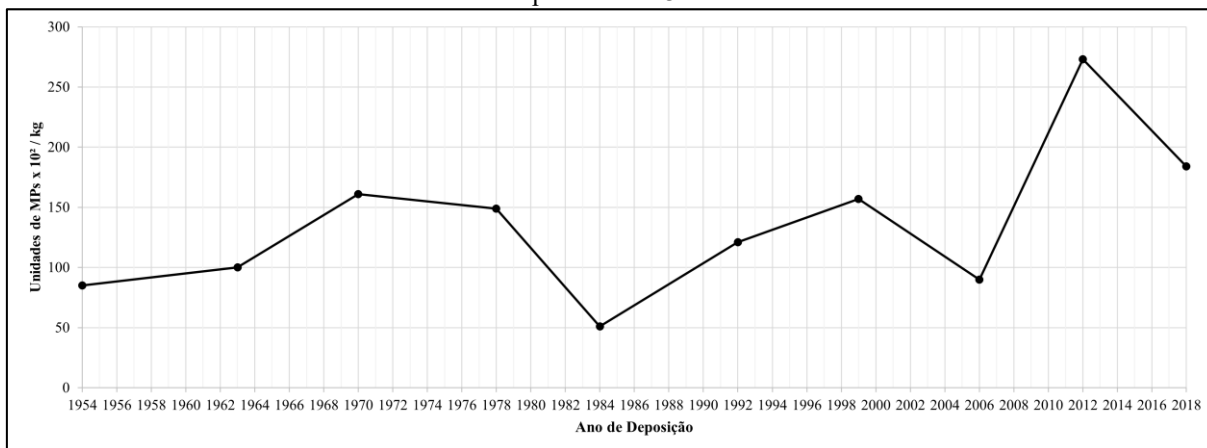
Fonte: Figura elaborada pela autora.

Figura 14 – Ano de deposição e valores total de MPs (unidades/kg) contidos nos segmentos de sedimentos do perfil RC-S-2.



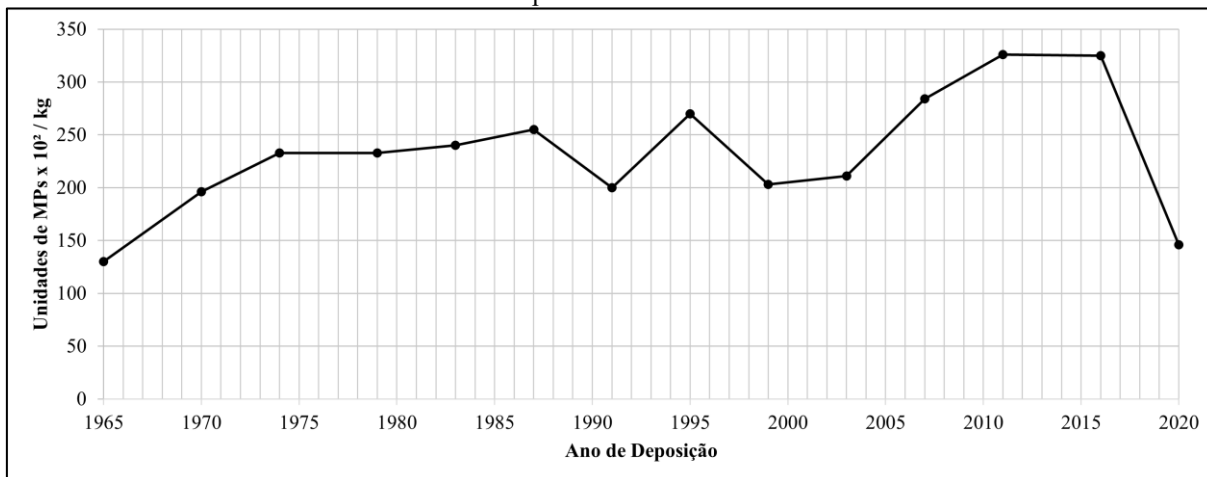
Fonte: Figura elaborada pela autora.

Figura 15 – Ano de deposição e valores total de MPs (unidades/kg) contidos nos segmentos de sedimentos do perfil RC-S-3.



Fonte: Figura elaborada pela autora.

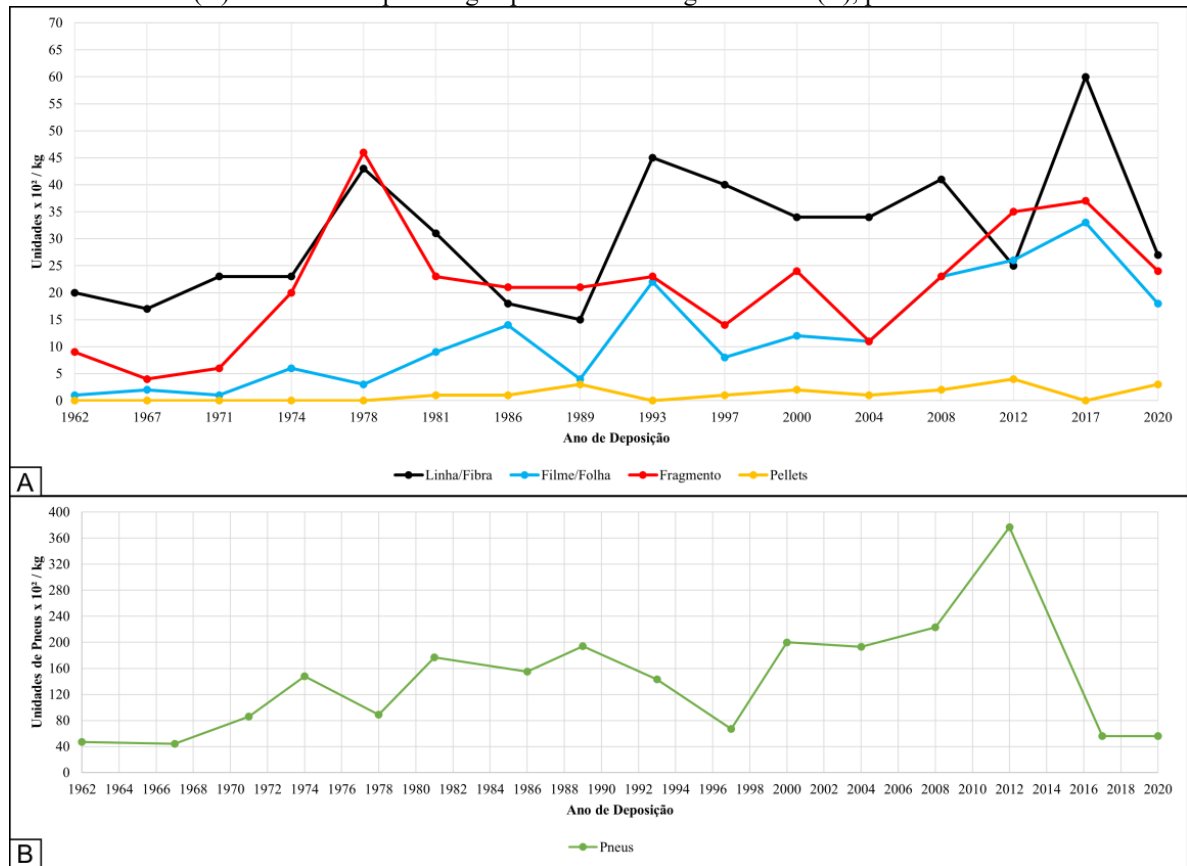
Figura 16 – Ano de deposição e valores total de MPs (unidades/kg) contidos nos segmentos de sedimentos do perfil RC-S-4.



Fonte: Figura elaborada pela autora.

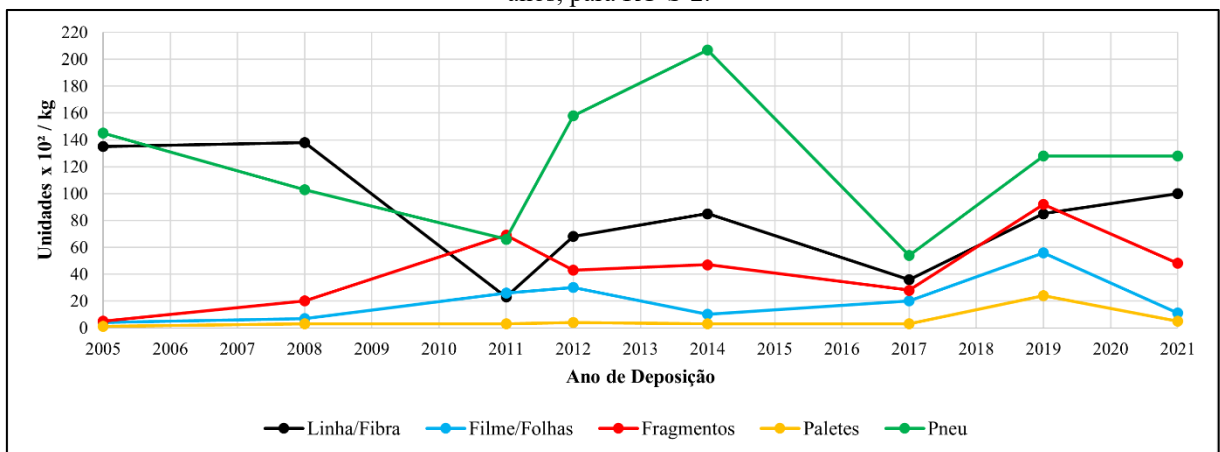
Nas Figuras 17, 18, 19 e 20 são apresentadas as quantidades de MPs por forma e classe de tamanho vs. o ano de deposição para cada perfil sedimentar amostrado.

Figura 17 – Unidades de linhas/fibras, filme/folha, fragmentos e *pellets* por kg depositados ao longo dos anos (A). Unidades de pneus/kg depositados ao longo dos anos (B), para RC-S-1.



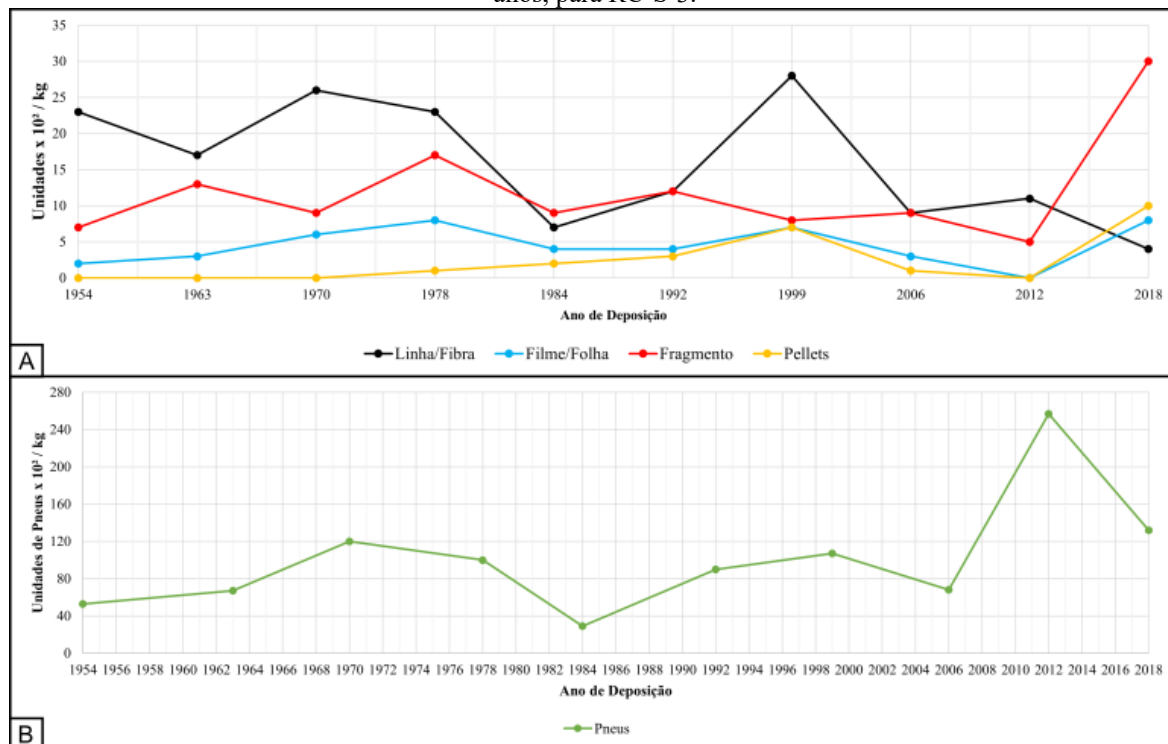
Fonte: Figura elaborada pela autora

Figura 18 – Unidades de linhas/fibras, filme/folha, fragmentos, *pellets* e pneus por kg depositados ao longo dos anos, para RC-S-2.



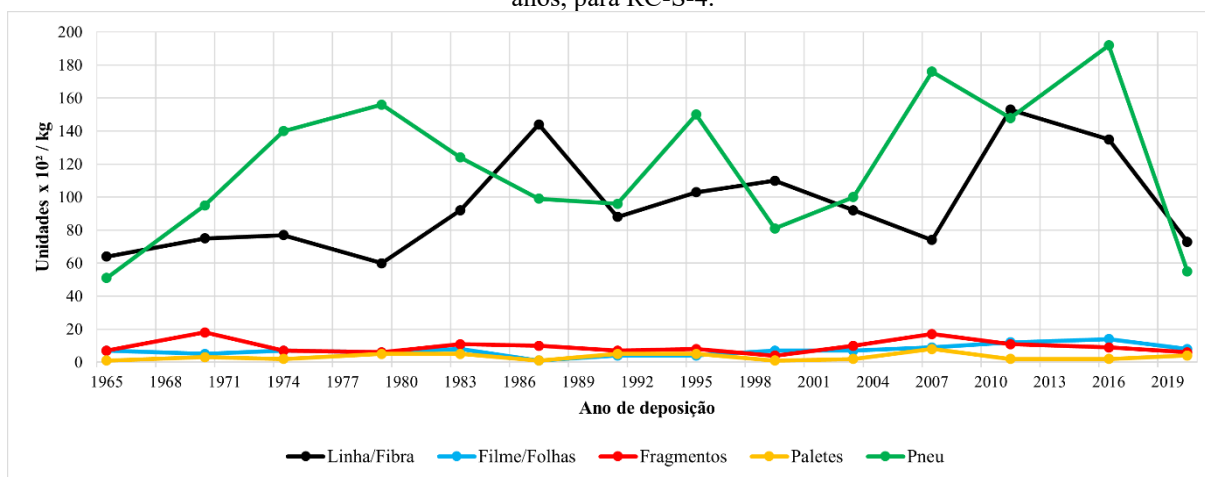
Fonte: Figura elaborada pela autora

Figura 19 – Unidades de linhas/fibras, filme/folha, fragmentos, *pellets* e pneus por kg depositados ao longo dos anos, para RC-S-3.



Fonte: Figura elaborada pela autora.

Figura 20 – Unidades de linhas/fibras, filme/folha, fragmentos, *pellets* e pneus por kg depositados ao longo dos anos, para RC-S-4.



Fonte: Figura elaborada pela autora.

Nos quatro pontos, os MPs mais frequentes são os pneus, e predominam as partículas de tamanho entre 0,1 e 0,5 mm.

6.3. pH

Os resultados obtidos da determinação de pH estão na Tabela 3.

Tabela 3 – Resultados da determinação de pH dos pontos amostrados

Nº Amostra	pH	Nº Amostra	pH	Nº Amostra	pH	Nº Amostra	pH
RC-S-1		RC-S-2		RC-S-3		RC-S-4	
2645	6.62	3252	5.95	2662	5.70	3662	6.59
2646	6.69	3253	5.45	2663	5.84	3663	6.65
2647	5.87	3254	5.54	2664	5.74	3664	6.70
2648	5.98	3255	5.94	2665	5.95	3665	6.48
2649	5.92	3256	5.82	2666	6.11	3666	6.38
2650	6.30	3257	5.33	2667	6.02	3667	6.22
2651	6.07	3258	5.61	2668	6.00	3668	6.05
2652	6.01	3259	6.10	2669	6.11	3669	6.23
2653	6.10			2670	6.10	3670	6.37
2654	6.15			2671	6.08	3671	6.38
2655	6.23					3672	6.42
2656	6.18					3673	6.57
2657	6.50					3674	6.70
2658	6.46					3675	6.62
2659	6.19						
2660	6.51						

Fonte: Dados obtidos pela autora.

6.4. Matéria Orgânica

Os resultados da determinação de matéria orgânica e carbono orgânico estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Resultados obtidos da determinação de matéria orgânica e carbono orgânico dos pontos amostrados.

Nº Amostra	C (%)	Matéria Orgânica (%)
RC-S-1		
2645	2.03	2.71
2646	2.03	2.71
2647	2.07	2.75
2648	2.02	2.68
2649	2.04	2.71
2650	2.06	2.75
2651	2.04	2.71
2652	2.03	2.70
2653	2.08	2.76
2654	2.12	2.82
2655	2.17	2.89
2656	2.10	2.80
2657	2.01	2.67
2658	2.03	2.70
2659	2.02	2.69

2660	2.04	2.71
RC-S-2		
3252	4.18	5.56
3253	4.41	5.87
3254	4.44	5.90
3255	4.25	5.56
3256	4.30	5.72
3257	6.95	9.24
3258	4.15	5.52
3259	4.03	5.36
RC-S-3		
2662	2.23	2.96
2663	2.02	2.68
2664	2.04	2.72
2665	2.07	2.75
2666	2.07	2.75
2667	2.03	2.71
2668	2.05	2.72
2669	2.02	2.69
2670	2.00	2.66
2671	2.00	2.66
RC-S-4		
3262	1.98	2.64
3263	1.99	2.64
3264	1.99	2.65
3265	1.98	2.64
3266	2.00	2.65
3267	1.98	2.63
3268	1.99	2.65
3269	2.00	2.65
3270	1.98	2.63
3271	1.99	2.65
3272	1.99	2.64
3273	2.00	2.66
3274	2.01	2.68
3275	2.02	2.68

Fonte: Dados obtidos pela autora.

6.5. Granulometria

Na Tabela 5 estão os resultados da análise granulométrica, e nas Figuras 21, 22, 23 e 24 estão os diagramas de classificação granulométrica para os pontos RC-S-1, RC-S-2, RC-S-3 e RC-S-4, respectivamente. A amostra 3257 não foi submetida à essa análise devido a quantidade de sedimento disponível ser insuficiente para realização do procedimento.

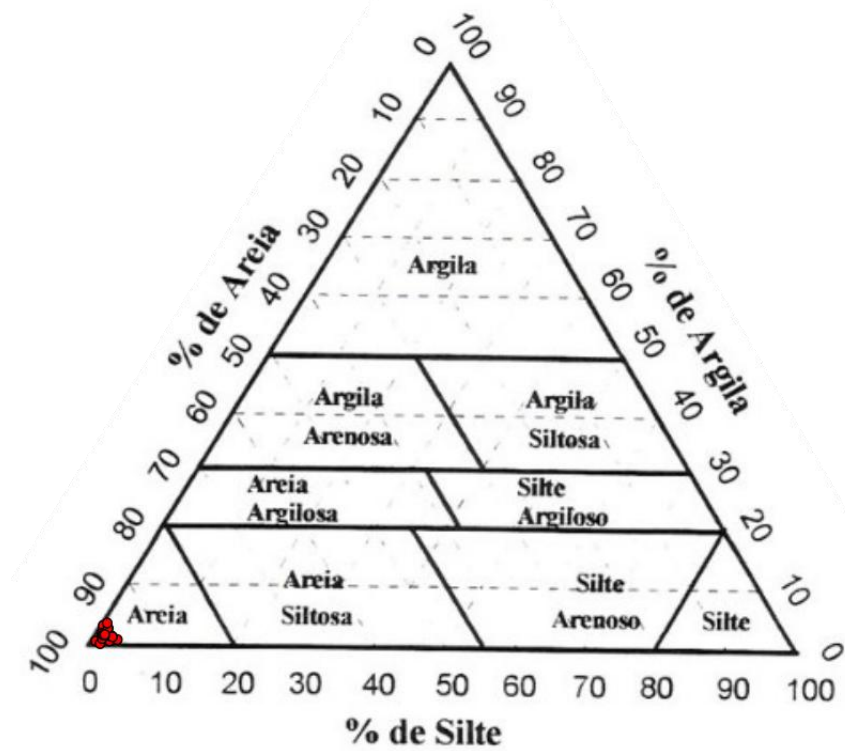
Tabela 5 – Frações granulométricas de cada ponto amostrado

Nº Amostra	%Argila	%Silte	%Areia	TOTAL
RC-S-1				
2645	2.40	0.00	97.60	100
2646	2.50	0.00	97.50	100
2647	2.55	1.75	95.70	100
2648	1.95	0.00	98.05	100
2649	2.25	0.00	97.75	100
2650	1.75	0.00	98.25	100
2651	2.20	0.00	97.80	100
2652	0.00	0.80	99.20	100
2653	1.60	0.70	97.70	100
2654	2.35	0.95	96.70	100
2655	0.50	0.25	99.25	100
2656	0.50	0.00	99.50	100
2657	0.45	0.50	99.05	100
2658	0.25	0.55	99.20	100
2659	0.85	0.15	99.00	100
2660	1.00	0.15	98.85	100
RC-S-2				
3252	3.45	5.14	91.413	100
3253	4.60	5.31	90.09	100
3254	4.85	5.29	89.86	100
3255	3.55	5.60	90.85	100
3256	3.25	3.72	93.03	100
3258	2.10	3.55	94.35	100
3259	0.00	1.73	98.27	100
RC-S-3				
2662	6.75	2.60	90.65	100
2663	2.60	0.45	96.95	100
2664	3.00	0.80	96.20	100
2665	3.45	0.95	95.60	100
2666	3.40	0.60	96.00	100
2667	3.20	0.90	95.90	100
2668	2.40	0.85	96.75	100
2669	1.75	0.60	97.65	100
2670	1.85	0.30	97.85	100
2671	2.15	0.55	97.30	100
RC-S-4				
3262	1.00	2.465	96.535	100
3263	0.20	1.467	98.333	100
3264	0.10	1.536	98.364	100
3265	0.20	1.773	98.027	100

3266	0.10	2.097	97.803	100
3267	0.00	1.40	98.60	100
3268	0.00	2.46	97.54	100
3269	0.00	1.08	98.92	100
3270	0.00	0.91	99.09	100
3271	0.00	1.34	98.66	100
3272	0.00	2.47	97.53	100
3273	0.00	3.48	96.52	100
3274	1.30	2.60	96.10	100
3275	1.45	1.81	96.74	100

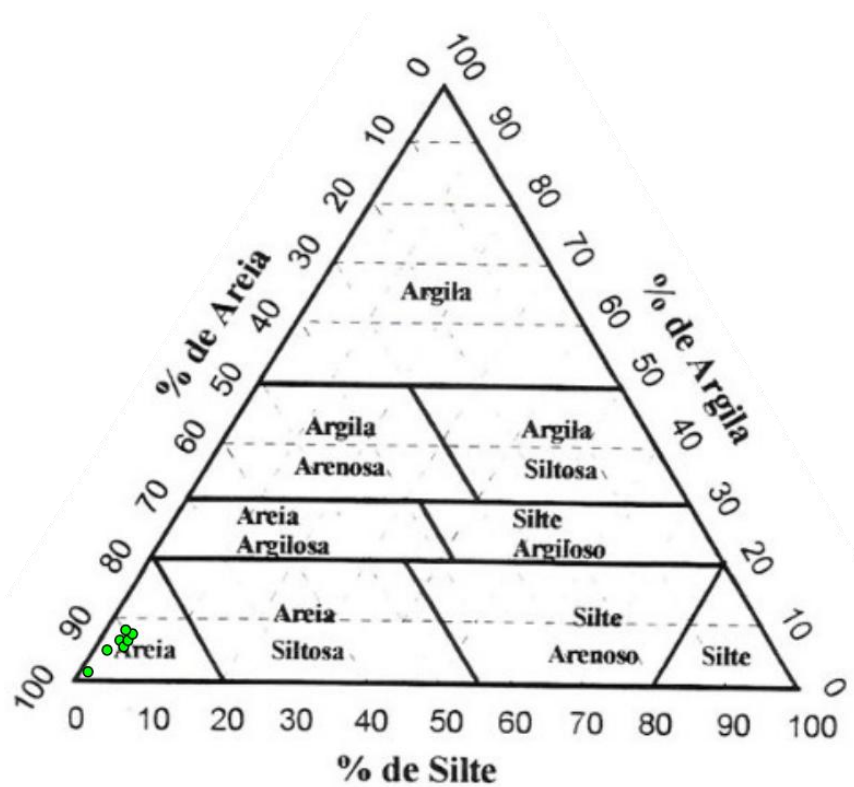
Fonte: Dados obtidos pela autora.

Figura 21 – Classificação granulométrica para o ponto RC-S-1.



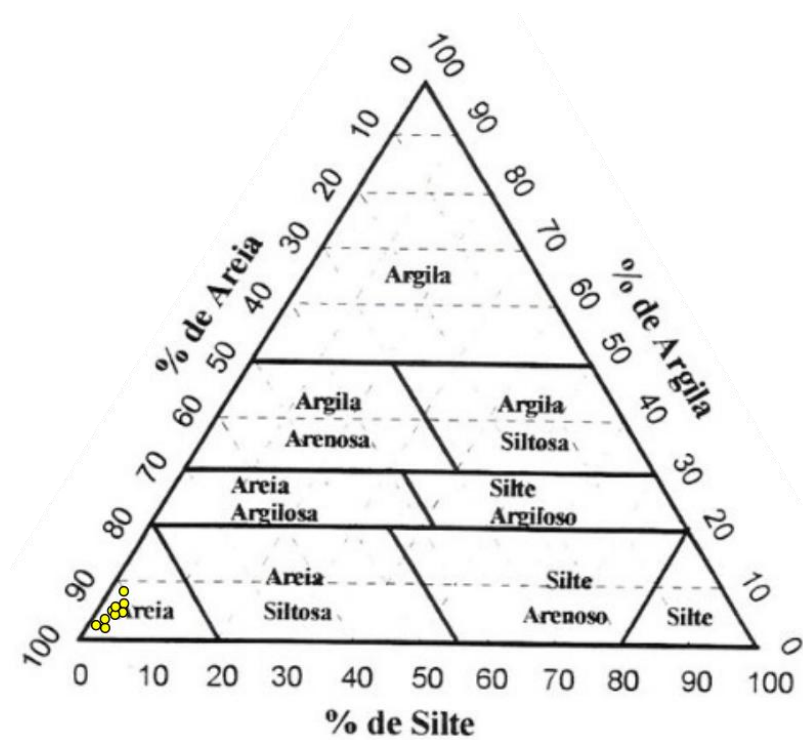
Fonte: Figura elaborada pela autora.

Figura 22 – Classificação granulométrica para o ponto RC-S-2.



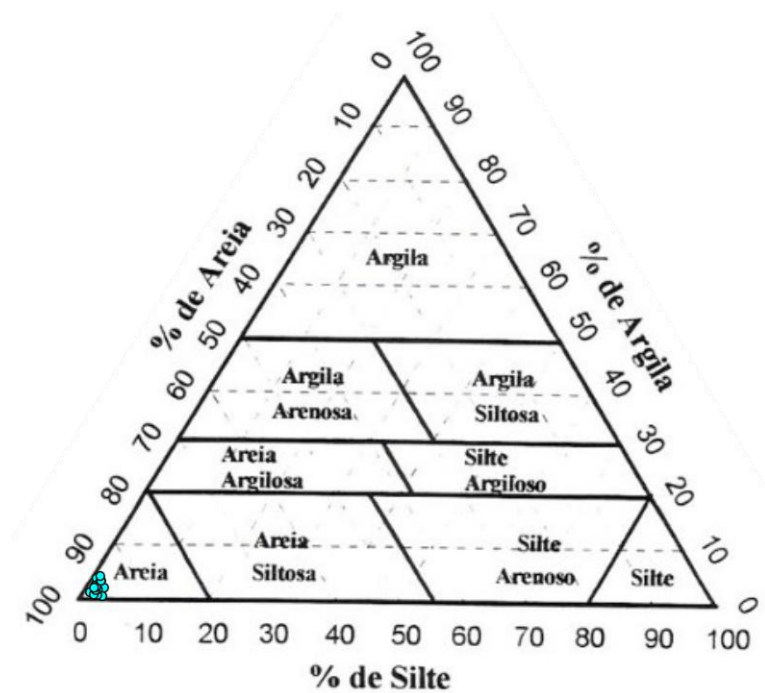
Fonte: Figura elaborada pela autora.

Figura 23 – Classificação granulométrica para o ponto RC-S-3.



Fonte: Figura elaborada pela autora.

Figura 24 – Classificação granulométrica para o ponto RC-S-4.



Fonte: Figura elaborada pela autora.

7. DISCUSSÃO

7.1. Correlação do Uso e ocupação do solo e poluição por MPs

O ponto RC-S-1 está ao norte da área urbana de Rio Claro (SP), a menos de 7 km, em uma região que predominam plantações de cana-de-açúcar e campo/pastagens, bem próximo desse ponto também passa a ponte da rodovia SP-191 (Figura 3) onde ocorre alto fluxo de trânsito. O ponto RC-S-2 está distante aproximadamente 14 km da área urbana, na região também predominam plantações de cana-de-açúcar e campo, e não muito distante, à jusante, ocorre uma mineração. Existe uma ponte que atravessa o rio nesse ponto, porém o fluxo de automóveis é baixo. O ponto RC-S-3 está a aproximadamente 23 km da região urbana de Rio Claro, localizado na divisa dos municípios de Charqueada e Piracicaba, ao sul da bacia do Rio Corumbataí. A região é ocupada predominantemente pelo cultivo de cana-de-açúcar e por pastagens. Também passa por ali uma ponte ligando os dois municípios que era de madeira, porém foi renovada e substituída por uma de concreto em 2021. O ponto RC-S-4 está na divisa dos municípios de Ipeúna e Rio Claro, ficando a uma mesma distância tanto da região urbana de Rio Claro quanto de Ipeúna. Nesse ponto os principais usos do solo também são para plantação de cana de açúcar e campo. Em Rio Claro, a empresa BRK Ambiental, responsável pelo tratamento de esgoto do município, utiliza uma técnica em que o lodo de esgoto é encaminhado para um processo de compostagem e se torna matéria-prima para fertilizantes utilizados em diversas culturas locais, como eucalipto, cana-de-açúcar e café (DIÁRIO DO RIO CLARO, 2025). Uma das vias de contaminação do solo por MPs é essa aplicação de lodo de esgoto como fertilizante orgânico na agricultura, pois o lodo é a fração onde grande parte dos MPs ficam retidos após o tratamento de esgoto (CORRADINI *et al.* 2019; WESTPHALEN; ABDELRASOUL, 2017). É possível que esse seja um dos fatores que ampliam a poluição por MPs visto que uma das principais atividades em todos os pontos é de plantação de cana-de-açúcar, e eles podem ser removidos do solo pela água da chuva e transportados até os rios.

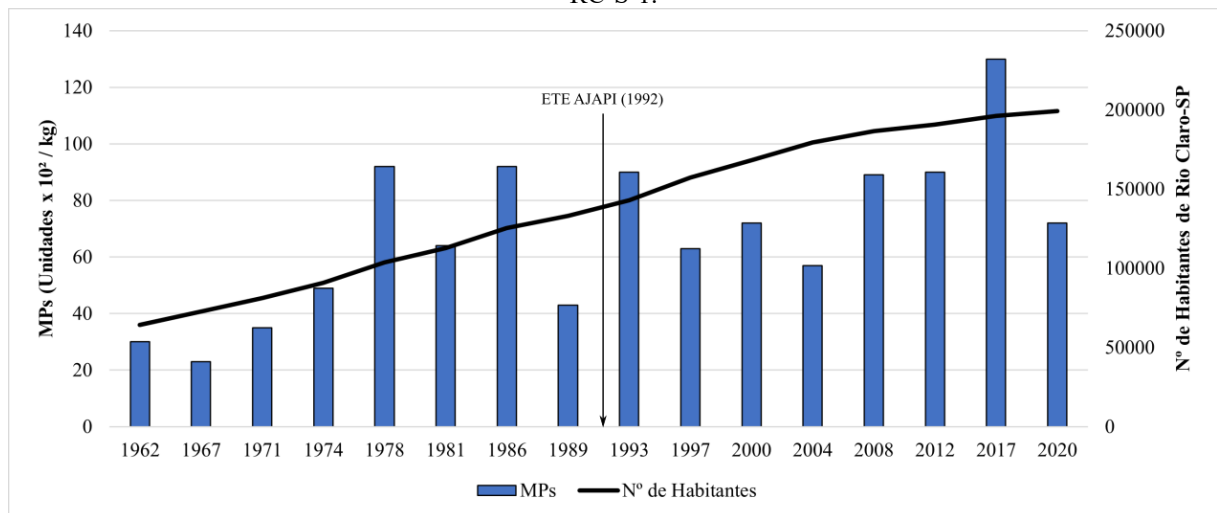
Com exceção do ponto RC-S-4, as matas ciliares dos pontos amostrados não têm a extensão requerida pelo Código Florestal (BRASIL, 2012) em pelo menos uma das margens do curso d'água, o que facilita a entrada de poluentes. Conforme observado por Xia *et al.* (2022), a abundância de MPs de fato diminui quanto mais distante do centro da cidade. Realizando uma média simples, o ponto mais distante da área urbana (RC-S-3) possui 13700 unidades de MPs/kg, já o ponto mais próximo à jusante (RC-S-2) apresenta uma média de 27700 unidades de MPs/kg.

O aumento populacional, apresentado nas Figuras 25, 26, 27 e 28 no próximo tópico, não demonstrou forte correlação com a concentração de MPs nos pontos amostrados.

7.2. Análise da eficiência das ETEs na remoção de MPs

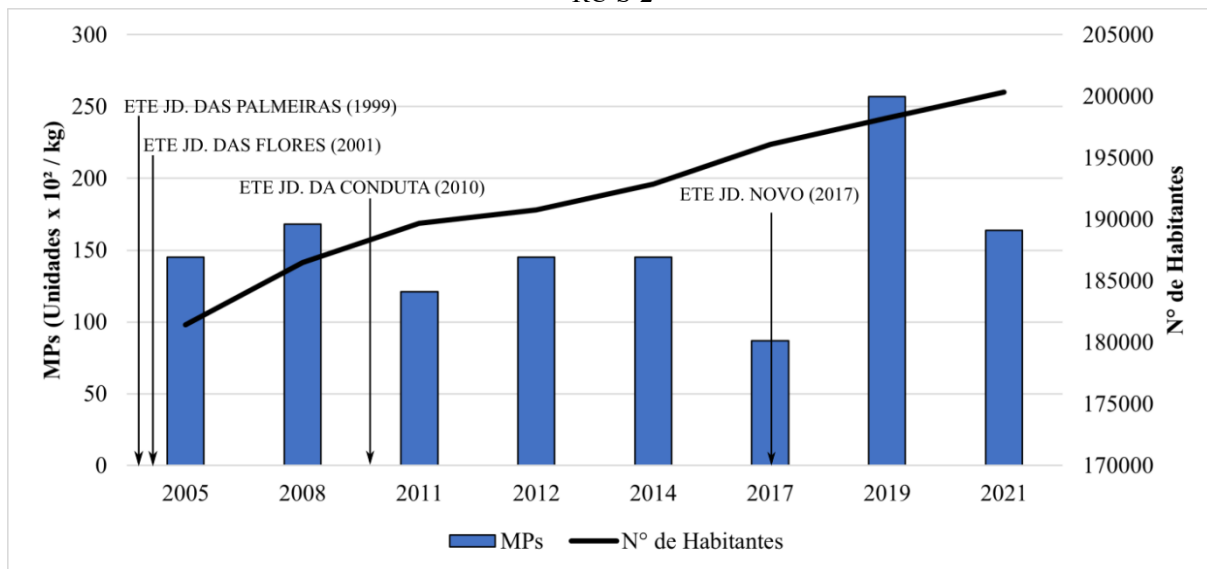
Uma característica comum a todos os pontos é a predominância de MPs de tamanho entre 0,1 e 0,5 mm. Conforme Talvitie *et al.* (2017a), ETEs convencionais com processos de tratamento primário e secundário podem remover até 99% do MPs dos efluentes, e Talvitie *et al.* (2017b) mostraram que a maioria deles é removida na fase preliminar, pré-tratamento, em que as classes de tamanho maiores (0,1-0,3 mm e > 0,3 mm) são removidas. O rio Corumbataí recebe as águas residuais do município de Rio Claro tratadas por diversas ETEs, como é possível ver na Figura 8: Ajapi, Jd. Das Flores, Batovi, Jd. Da Conduta, Jd. Palmeiras, Jd. Novo, e Assistência (Alta e Baixa). Quanto ao rio Passa Cinco, no município de Ipeúna apenas uma ETE realiza o tratamento de esgoto. As Figuras 25, 26, 27 e 28 apresentam o total de MPs, por kg, depositados ao longo dos anos, juntamente com o histórico populacional do município mais próximo e a indicação do ano em que algumas das ETEs iniciaram suas operações.

Figura 25 – Evolução histórica populacional de Rio Claro (SP) e da quantidade de MPs, exceto pneus, no ponto RC-S-1.



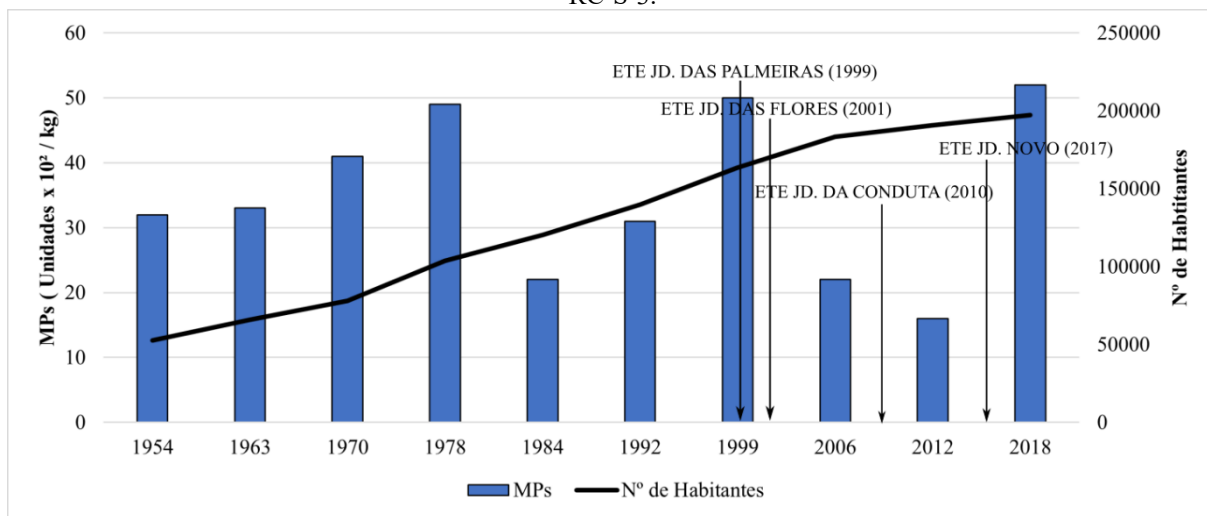
Fonte: Figura elaborada pela autora.

Figura 26 - Evolução histórica populacional de Rio Claro (SP) e da quantidade de MPs, exceto pneus, no ponto RC-S-2



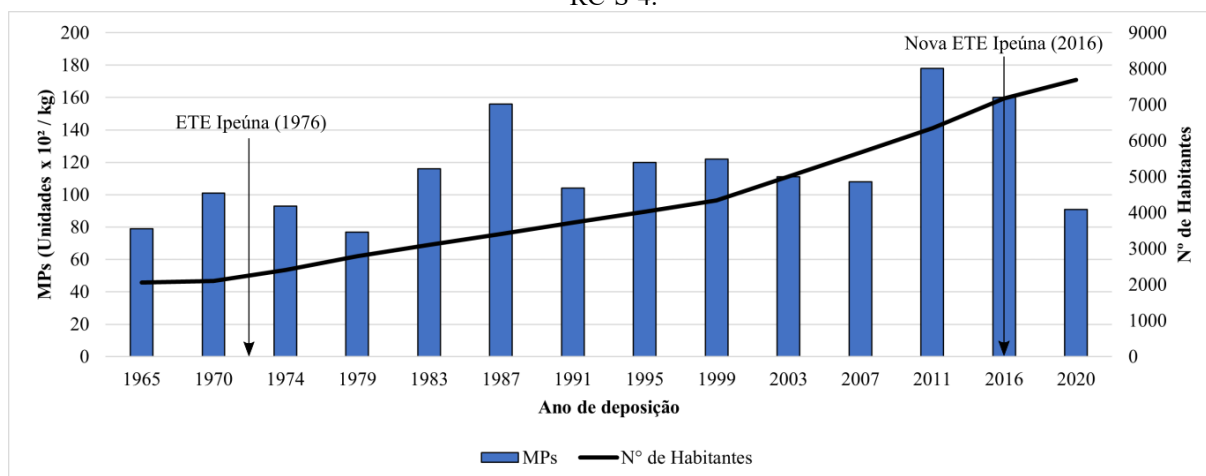
Fonte: Figura elaborada pela autora.

Figura 27 - Evolução histórica populacional de Rio Claro (SP) e da quantidade de MPs no ponto RC-S-3.



Fonte: Figura elaborada pela autora.

Figura 28 - Evolução histórica populacional de Ipeúna (SP) e da quantidade de MPs no ponto RC-S-4.



Fonte: Figura elaborada pela autora.

No presente estudo, para fazer essa correlação entre o tratamento realizado nas ETEs e os MPs, deixa-se de lado as partículas classificadas como pneu, que não passam pelo tratamento pois seu transporte para os rios é principalmente por escoamento superficial (GOEHLER *et al.*, 2022), e leva-se em consideração os outros tipos restantes de MPs que predominantemente provêm do esgoto doméstico e passam pelas ETEs. Os resultados nos pontos RC-S-1, RC-S-2 e RC-S-3 mostram que a remoção foi eficiente uma vez que as quantidades para MPs na faixa $> 0,3$ mm são muito baixas conforme Tabela 2, mas ainda precisam melhorar na faixa de 0,1-0,3 mm que, em Talvitie *et al.* (2017b), ainda é considerado como MPs “grandes”. No ponto RC-S-4, que recebe mais influência do município de Ipeúna, percebe-se que as linhas/fibras tem valores altos que se equiparam com os de pneus e tem uma queda a partir da década de 2010, pode-se considerar que a instalação da nova ETE de Ipeúna em 2016 tenha influenciado nessa melhora, uma vez que a ETE anterior instalada em 1976 apresentava eficiência baixa e falta de manutenção.

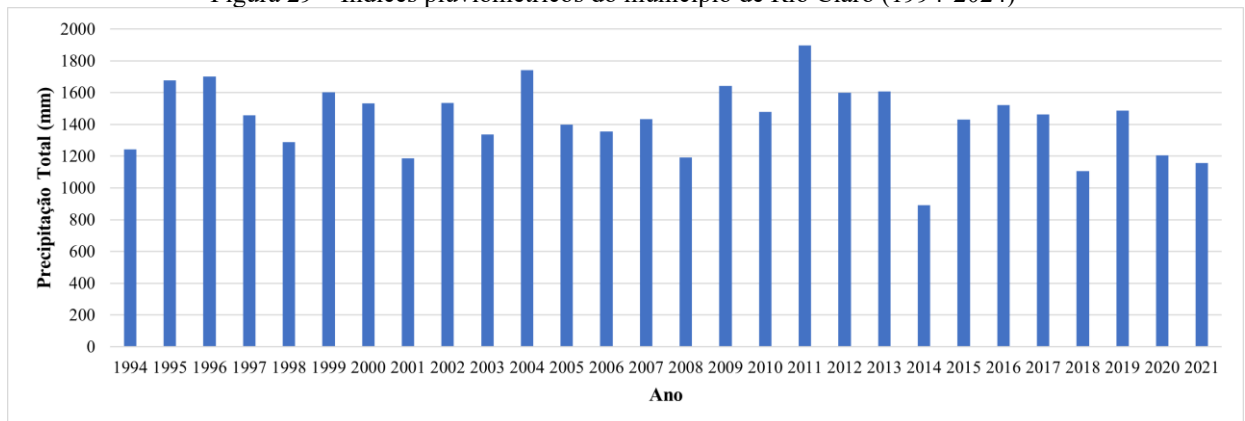
Talvitie *et al.* (2017a) concluíram que tecnologias avançadas no tratamento final de efluentes, tais como filtro disco, filtro rápido de areia, flotação por ar dissolvido e biorreator de membrana, possuem eficiência entre 95 e 99% de remoção de MPs menores que 0,02 mm. O biorreator de membrana particularmente é o mais eficiente chegando a remover 99,9% dos MPs presentes no efluente primário. Nenhuma dessas tecnologias está presente nas ETEs consideradas nesse estudo.

7.3. Influência da pluviosidade nas quantidades de MPs

A Figura 25 mostra um registro histórico de pluviosidade no município de Rio Claro, com a precipitação total em milímetros de cada ano a partir de 1994, obtidos na Estação Meteorológica do Centro de Análise e Planejamento Ambiental (CEAPLA) da UNESP campus Rio Claro. A Estação está localizada no campus da UNESP em Rio Claro, no bairro Bela Vista, à nordeste da área urbana do município.

Nos pontos RC-S-1 e RC-S-3, e menos expressivamente no ponto RC-S-2, ocorre um pico nos gráficos de MPs totais em 2012, com 46700, 27300 e 30300 unidades de MPs/kg, respectivamente, dos quais mais da metade é composta de partículas de pneu. Nota-se no gráfico da Figura 29 que em 2012 a precipitação chegou a 1600 mm no ano, e em janeiro e dezembro o acumulado foi de 362 e 267 mm, respectivamente, chovendo em apenas um dia cerca de 70 mm, sendo que em dezembro ocorreram diversas inundações por todo o município (G1, 2012). Estudos mostram que a concentração de microplásticos aumenta em corpos d'água receptores após eventos de chuva (HITCHCOCK, 2020; FORREST *et al.*, 2022), sugerindo que o escoamento superficial é um importante caminho para mobilizar e transportar microplásticos do ambiente urbano para os ecossistemas aquáticos. Siegfried *et al.* (2017) mostraram que o escoamento superficial contribui em mais de 40% para o carregamento de MPs nos rios europeus, principalmente partículas de pneus (ROSS *et al.*, 2023). Portanto, pode-se concluir que as chuvas e o escoamento superficial foram os principais responsáveis pelo aumento da carga de microplásticos no rio. O pico é muito mais expressivo no ponto RC-S-1 e isso pode ser explicado pela presença de uma ponte onde ocorre um grande fluxo de automóveis liberando partículas de pneu por abrasão.

Figura 29 – Índices pluviométricos do município de Rio Claro (1994-2024)



Fonte: CEAPLA.

7.4. Dinâmica Fluvial e o transporte de MPs

A grande parte dos MPs contabilizados enquadram-se na fração granulométrica de areia ($2 - 0,05$ mm), assim como os sedimentos também são predominantemente na fração areia conforme mostra a Tabela 5, mas devido a sua baixa densidade, possivelmente os MPs são transportados majoritariamente por suspensão e não por arraste no fundo do canal. Os resultados mostraram maior taxa de sedimentação à montante (ponto RC-S-1) do que à jusante (pontos RC-S-2 e RC-S-3) do rio Corumbataí. Analisando o perfil longitudinal construído por Etchebehere *et al.* (2011) (Figura 5), o ponto RC-S-1 está numa área de baixa declividade e o rio é caracteristicamente meandrante, portanto tem baixa energia, favorecendo a deposição de sedimentos e consequentemente de MPs. Pode-se inferir que grande parte da carga sedimentar do Trecho 1, das cabeceiras, é depositada no Trecho 2. Já o ponto RC-S-3 encontra-se numa região que a declividade aumenta novamente por conta de uma quebra no relevo, o que confere maior energia ao trecho, e, portanto, menor taxa de deposição. Observando os valores totais de MPs nos pontos RC-S-1 e RC-S-3, as quantidades são maiores no ponto RC-S-1, entre os vários fatores envolvidos como proximidade do centro urbano e de ponte pavimentada, formação geológica pelas quais eles passam, pode-se concluir que essas características fluviomorfométricas do rio Corumbataí assim como influenciam a deposição de sedimentos naturais, devem influenciar também a deposição de MPs.

8. CONCLUSÃO

Nesta pesquisa, constatou-se uma correlação bastante clara entre a dinâmica fluvial e o transporte dos MPs, assim como dos sedimentos, influenciando na sua deposição. Os eventos de inundação provavelmente influenciaram no aumento da entrada de MPs nos rios e sua deposição, deixando um registro de alta concentração principalmente de pneus, como foi possível ver nos pontos amostrados no ano de 2012. Observando os dados obtidos, as ETEs da região estudada não possuem alta remoção de MPs na faixa de 0,1-0,5 mm, e por Rio Claro ser um município quem tem 92% de seu esgoto tratado, entende-se que sua eficiência está abaixo do ideal no que diz respeito a retenção de MPs.

O estudo mostrou que a dinâmica fluvial, pluviosidade, urbanização, uso e ocupação do solo são fatores muito importantes que influenciam de forma clara a concentração de MPs nos corpos d'água e em seus sedimentos, e os sistemas de tratamento de esgoto têm um papel imprescindível na remediação desse problema crescente. O investimento em tecnologias avançadas de tratamento do efluente final, incluindo um rigoroso tratamento do logo de esgoto destinado à produção de fertilizantes, é uma das formas de diminuir em grande quantidade a entrada de MPs das fontes domésticas. Além da conservação das matas ciliares e o respeito às leis do Código Florestal quanto à extensão de mata nas margens, que é de extrema importância uma vez que estas funcionam como eficientes barreiras de poluentes e de erosão.

A presença de MPs nos ecossistemas de água doce e terrestres ainda precisa de mais estudos, principalmente em comparação com os ambientes marinhos. Os estudos indicam que essas partículas já são onipresentes nesses ecossistemas, o que também sugere que as fontes de microplásticos são vastas. É de grande importância compreender o comportamento desses poluentes, de onde estão vindo, seu transporte, e sua deposição, nos sedimentos fluviais e marinhos, ampliando esse conhecimento com o estudo da deposição de MPs em diferentes tipos de sistemas deposicionais, realizando comparações com sedimentos comuns, e procurando explicar como os fatores externos influenciam essa dinâmica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRIL, J. M. *et al.* Dating of marine sediments by an incomplete mixing model. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 15, p. 135–151, 1992. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0265-931X\(91\)90048-K](https://doi.org/10.1016/0265-931X(91)90048-K). Acesso em: 05 jun. 2024.

ABRIL, J. -M.; BRUNSKILL, G. J. Evidence that excess ^{210}Pb flux varies with sediment accumulation rate and implications for dating recent sediments. **Journal of Paleolimnology**, v. 52, p. 121–137, 2014. Available from: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10933-014-9782-6>. Acesso: 05 jun. 2024.

ALAM, F. C. *et al.* Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). **Chemosphere**, v. 224, p. 637–645, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.188>. Acesso em: 15 out. 2023.

ALIMI, O. S. *et al.* Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. **Environmental Science & Technology**, v. 52, p. 1704–1724, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>. Acesso em: 05 jun. 2023

ALLEN, J. R. L. *et al.* A comparison of the ^{210}Pb date technique with three other independent dating methods in an oxide estuarine salt-marsh sequence. **Estuaries**, v. 16, p. 670–677, 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1352803>. Acesso em: 30 set 2023.

APPLEBY, P. G.; OLDFIELD, F. The calculation of ^{210}Pb dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. **Catena**, v. 5, p. 1–8, 1978. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(78\)80002-2](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(78)80002-2). Acesso em: 06 jun. 2023.

APPLEBY, P. G. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: LAST, W. M.; SMOL, J. P. (eds.), **Tracking Environmental Change Using Lake Sediments**. Vol. 1. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001, p. 171–203.

ARGOLLO, R. M. **Cronologias de sedimentação recente e de deposição de metais pesados na Baía de Todos os Santos usando ^{210}Pb e ^{137}Cs** . 2001. Tese (Doutorado em Geofísica) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2001.

ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. (eds.). **Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects and fate of microplastic marine debris**. Tacoma: National Oceanic and Atmospheric Administration, 2009. Disponível em: https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/2509/noaa_2509_DS1.pdf. Acesso em: 15 mar. 2024.

BARNES, D. K. A. *et al.* Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, p. 1985–1998, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>. Acesso em: 05 jun. 2023.

BARSANTI, M. *et al.* Challenges and limitations of the ^{210}Pb sediment dating method: Results from an IAEA modelling interlaboratory comparison exercise. **Quaternary Geochronology**, v. 59, 101093, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.quageo.2020.101093>. Acesso em: 25 ago. 2023.

B&B ENGENHARIA LTDA. Plano Municipal de Saneamento Básico e Plano Municipal de gestão Integrada de Resíduos Sólidos – Ipeúna, Volume I. Piracicaba: Fundação Agência das Bacias PCJ, 2015. 304 p. Disponível em: <https://ipeuna.sp.gov.br/plano-municipal-de-saneamento-basico-e-de-residuos-solidos/>. Acesso em: 04 mar. 2025.

BLETTLER, M. C. M. *et al.* Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps. **Water Research**, v. 143, p. 416-424, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.015>. Acesso em: 05 jun. 2023.

BONOTTO, D. M.; LIMA, J. L. N. ^{210}Pb -derived chronology in sediment cores evidencing the anthropogenic occupation history at Corumbataí River basin, Brazil. **Environmental Geology**, v. 50, p. 595-611, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0235-z>. Acesso em: 25 ago. 2023.

BRASIL. Código Florestal Brasileiro. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Brasília, DF: Presidência da República, 2012. Disponível em: <http://www.jusbrasil.com.br/legislacao/1032082/lei-12651-12>. Acesso em: 09 jun. 2025.

BRK Ambiental. **Conteúdos**. Rio Claro, SP: BRK, [2020]. Disponível em: <https://www.brkambiental.com.br/conteudos/rio-claro/brk-investe-em-modernizacao-de-processo-das-etes-conduta-e-jardim-novo-em-rio-claro>. Acesso em: 20 ago. 2024.

BRK Ambiental. **Conteúdos**. Rio Claro, SP: BRK, [2022]. Disponível em: <https://brkambiental.com.br/rio-claro/rio-claro-se-destaca-com-avancos-expressivos-em-esgotamento-sanitario>. Acesso em: 20 ago. 2024.

BROWNE, M.A. *et al.* Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, v. 45, p. 9175–9179, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es201811s>. Acesso em: 05 jun. 2023.

BRUEL, R.; SABATIER, P. *Serac*: an R package for Shortlived Radionuclide chronology of recent sediment cores. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 225, 106449, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106449>. 25 ago. 2023.

CÂMARA MUNICIPAL DE IPEÚNA. **Notícia**. Ipeúna, SP: Câmara Municipal de Ipeúna, [2016]. Disponível em: <https://www.camaraipeuna.sp.gov.br/Noticia/Visualizar/6762>. Acesso em: 04 mar. 2025.

CHEN, H. *et al.* A regional difference analysis of microplastic pollution in global freshwater bodies based on a regression model. **Water**, v. 12, 1889, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w12071889>. Acesso em: 08 jul. 2024.

CHINFAK, N. *et al.* Abundance, composition, and fate of microplastics in water, sediment, and shellfish in the Tapi-Phumduang River system and Bandon Bay, Thailand. **Science of The Total Environment**, v. 781, 146700, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146700>. Acesso: 05 jun. 2023.

CHRISTENSEN, E.R. A model for radionuclides in sediments influenced by mixing and compaction. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 87, p. 566–572, 1982. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/JC087iC01p00566>. Acesso em: 25 ago. 2023.

CHUBARENKO, I. *et al.* On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 108, p. 105–112, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.048>. Acesso em: 08 jul. 2024.

CIGAGNA, C.; BONOTTO, D. M.; CAMARGO, A. F. M. Sedimentation rates by the ^{210}Pb chronological method in Itanhaém river watershed, southeast Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, 819, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09593-y>. Acesso em: 28 ago. 2024.

CONCEIÇÃO, F. T.; NAVARRO, G. R. B.; SILVA, A. M. Anthropogenic influences on Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn concentrations in soils and sediments in a watershed with sugar cane crops at São Paulo State, Brazil. **International Journal of Environmental of Research**, v. 7, p. 551-560, 2013. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/279895892_Anthropogenic_Influences_on_Cd_CrCu_Ni_Pb_and_Zn_Concentrations_in_Soils_and_Sediments_in_a_Watershed_with_Sugar_Cane_Crops_at_Sao_Paulo_State_Brazil. Acesso em: 05 jun. 2023.

CONCEIÇÃO, F. T. *et al.* Multi-tracer analysis to estimate the historical evolution of pollution in riverbed sediment of subtropical watershed, the lower course of the Piracicaba River, São Paulo, Brazil. **Science of The Total Environment**, 743, 140730, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140730>. Acesso em: 14 set. 2022.

CORRADINI, F. *et al.* Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. **Science of The Total Environment**, v. 671, p. 411-420, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>. Acesso em: 09 jun. 2025.

COURTENE-JONES, W. *et al.* Microplastic accumulation in deep-sea sediments from the Rockall Trough. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, 111092, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111092>. Acesso em: 16 ago. 2024.

COVERNTON, G. A. *et al.* Size and shape matter: a preliminary analysis of microplastic sampling technique in seawater studies with implications for ecological risk assessment. **Science of The Total Environment**, v. 667, p. 124–132, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.346>. Acesso em: 27 jul. 2024.

CUNHA, C. M. L. *et al.* Land use changes due to energy policy as a determining factor for morphological processes in fluvial systems in São Paulo State, Brazil. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 42, p. 2402-2413, 2017. Disponível em: <https://www.sciencegate.app/document/10.1002/esp.4200>. Acesso em: 15 jan. 2024.

DAAE – Departamento Autônomo de Água e Esgoto. **Sistema de Tratamento de Esgoto**. Rio Claro, SP: DAAE, [2024]. Disponível em: <https://daaeriolclaro.sp.gov.br/sistema-de-tratamento-de-esgoto/>. Acesso em: 20 ago. 2024.

DE RUIJTER, V. N. Quality criteria for microplastic effect studies in the context of risk assessment: a critical review. **Environmental Science & Technology**, v. 54, p. 11692–11705, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03057>. Acesso em: 25 mar. 2024.

DIÁRIO DO RIO CLARO. **Redação**. Rio Claro, SP: Diário do Rio Claro, c2025. Disponível em: <https://www.jlidiario.com.br/brk-transforma-lodo-de-esgoto-em-fertilizante-e-fortalece-a-agricultura-sustentavel/>. Acesso em: 09 jun. 2025.

DONG, H. *et al.* Microplastics in a remote lake basin of the Tibetan plateau: impacts of atmospheric transport and glacial melting. **Environmental Science & Technology**, v. 55, p. 12951–12960, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03227>. 05 jun. 2023.

DRIS, R., *et al.* Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? **Marine Pollution Bulletin**, v. 104, p. 290–293, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>. Acesso em: 09 jul. 2024.

DUAN, Z. *et al.* Microplastics in Yellow River Delta wetland: occurrence, characteristics, human influences, and marker. **Environmental Pollution**, v. 258, 113232, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113232>. Acesso em: 25 mar. 2024.

EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R.C.; ALDRIDGE, D.C. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. **Water Research**, v. 75, p. 63–82, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>. Acesso em: 04 jan. 2024.

EIDAM, E. *et al.* Spatial and Temporal Variability of Century-Scale Sediment Accumulation in an Active-Margin Estuary. **Estuaries and Coasts**, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12237-024-01407-x>. Acesso em: 28 ago. 2024.

ENDERS, K. *et al.* When every particle matters: a QuEChERS approach to extract microplastics from environmental samples. **MethodsX**, v. 7, 100784, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100784>. Acesso em: 26 ago. 2024.

ENGEORPS ENGENHARIA S.A. **Estudo do Uso dos Recursos Hídricos na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí – Relatório Final, Volume I – Tomo I**. Piracicaba: Fundação Agência das Bacias PCJ, 2020. 188 p., 2020. Disponível em: <https://www.agenciapcj.org.br/docs/gestao/contrato-48-2018-estudo-v1-t1.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2024.

ETCHEBEHERE, M. L. C.; CASADO, F. C.; MORALES, N. Análise fluviomorfométrica do rio Corumbataí (SP) – Implicações morfotectônicas vinculadas à migração de *nickpoint*. **Revista UnG – Geociências**, v. 10, p. 74–94, 2011. Disponível em: <https://revistas.ung.br/index.php/geociencias/article/view/956>. Acesso em: 04 mar. 2025.

EVERAERT, G. *et al.* Risk assessment of microplastics in the ocean: modelling approach and first conclusions. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 1930-1938, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.069>. Acesso em: 09 ago. 2024.

FERNANDES, A. M. *et al.* Combined analysis of trace elements and isotopic composition of particulate organic matter in suspended sediment to assess their origin and flux in a tropical disturbed watershed. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 844-854, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.008>. Acesso em: 18 dez. 2022.

FERNANDES, A. N. *et al.* Microplastics in Latin america ecosystems: a critical review of the current stage and research needs. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 33, p. 303–326, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20220018>. Acesso em: 21 ago. 2024.

FORREST, S. A. *et al.* Change in microplastic concentration during various temporal events downstream of a combined sewage overflow and in an urban stormwater creek. **Frontiers in Water**, v. 4, 958130, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/frwa.2022.958130>. Acesso em: 05 mar. 2025.

FREDERICE, A. *et al.* Diagnóstico Ambiental do Rio Corumbataí em trecho urbano do município de Rio Claro, SP. **Geociências**, v. 29, n.4, p. 643-657, 2010. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/5487>. Acesso em: 04 abr. 2024.

FRIAS, J. P. G. L.; NASH, R. Microplastics: finding a consensus on the definition. **Marine Pollution Bulletin**, v. 138, p. 145–147, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>. Acesso em: 29 jul. 2024.

G1 – São Carlos e Araraquara. **Notícias**. Defesa Civil monitora 42 pontos de alagamentos em Rio Claro, SP, [2012]. Disponível em: <https://g1.globo.com/sp/sao-carlos-regiao/noticia/2012/12/defesa-civil-monitora-42-pontos-de-alagamentos-em-rio-claro-sp.html>. Acesso em: 30 ago. 2024.

GAO, S. *et al.* Rapid urbanization affects microplastic communities in lake sediments: A case study of Lake Aha in southwest China. **Journal of Environmental Management**, v. 338, 117824, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117824>. Acesso em: 15 jun. 2024.

GEROLIN, C. R. *et al.* Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Sci. Total Environ.* v. 749, 141604, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141604>. Acesso em: 06 abr. 2024.

GESAMP. **Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment**. Ed. 90. Londres: International Maritime Organization, 2015. 96p. 2015. Disponível em: <http://www.gesamp.org/publications/reports-and-studies-no-90>. Acesso em: 09 ago. 2024.

GEYER, R., JAMBECK, J.R., LAW, K.L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**. v. 3, p. 25–29, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>. Acesso em: 05 jun. 2023.

GREGORY, M. R.; ANDRADY, A. L. Plastics in the marine environment. In: ANDRADY, A. L. (ed.). **Plastics and the Environment**. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc., 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/0471721557.ch10>. Acesso: 05 jun. 2023.

GOEHLER, L. O. *et al.* Relevance of tyre wear particles to the total content of microplastics transported by runoff in a high-impermeability and intense Vehicle traffic urban area. **Environmental Pollution**, v. 314, 120200, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120200>. Acesso em: 22 fev. 2025.

GOLDBERG, E.D. Geochronology with ^{210}Pb . In: Symposium on Radioactive Dating, 1962, Atenas. **Symposium on Radioactive Dating**. Viena: IAEA, 1963. p. 121–131.

HARTMANN, N. B. *et al.* Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. **Environmental Science & Technology**, v. 53, p. 1039–1047, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>. Acesso em: 29 jul. 2024.

HE, B. *et al.* Influential factors on microplastics occurrence in river sediments. **Science of The Total Environment**, v. 738, 139901, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139901>. Acesso em: 28 ago. 2024.

HITCHCOCK, J. N. Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. **Science of The Total Environment**, v. 734, 136436, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139436>. Acesso em: 05 mar. 2025.

HORTON, A. A.; DIXON, S. J. Microplastics: an introduction to environmental transport processes. **WIREs Water**, v. 5, 1268, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/wat2.1268>. Acesso em: 04 abr. 2024.

HUANG, F. *et al.* Microplastics may increase the environmental risks of Cd via promoting Cd uptake by plants: a meta-analysis. **Journal of Hazardous Materials**, v. 448, 130887, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.130887>. Acesso em: 05 jul. 2024.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Brasileiro de 2010. Rio de Janeiro: **IBGE**, 2010. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/resultados>. Acesso em: 29 ago. 2024.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estimativas da População. Rio de Janeiro: **IBGE**, 2024. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?edicao=41105>. Acesso em: 03 set. 2024.

IPEÚNA. **Notícias**. Ipeúna, SP: Município de Ipeúna, c2019. Disponível em: <https://ipeuna.sp.gov.br/prefeitura-realiza-reparo-na-estacao-de-tratamento-de-esgoto/>. Acesso em: 03 mar 2025.

IVANOVICH, M.; HARMON, R.S. **Uranium series disequilibrium**: applications to environmental problems. 2ª ed. Oxford: Clarendon Press, 1992.

JIN, T. *et al.* Activities of microplastics (MPs) in agricultural soil: a review of MPs pollution from the perspective of agricultural ecosystems. **Journal Agricultural and Food Chemistry**, v. 70, p. 4182–4201, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.1c07849>. Acesso em: 07 jun. 2024.

KELLER, E. A.; PINTER, N. **Active tectonics – Earthquakes, uplift, and landscape**. New Jersey: Prentice Hall. 338p. 1996.

KIRCHNER, G. ^{210}Pb as a tool for establishing sediment chronologies: examples of potentials and limitations of conventional dating models. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 102, p. 490–494, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.11.010>. Acesso em: 21 out. 2023.

KOELMANS, A. A. *et al.* Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. **Environmental Science and Technology**, v. 50, p. 3315–3326, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069>. Acesso em: 21 dez. 2022.

KOELMANS, A. A. *et al.* Microplastics in freshwaters and drinking water: critical review and assessment of data quality. **Water Research**, v. 155, p. 410–422, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>. Acesso em: 29 jun. 2024.

KOIDE, M., BRULAND, K.W., GOLDBERG, E.D. $^{228}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ and ^{210}Pb geochronologies in marine and lake sediments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 37, p. 1171–1187, 1973. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(73\)90054-9](https://doi.org/10.1016/0016-7037(73)90054-9). Acesso em: 21 out. 2023.

KOMYAKOVA, V.; VINCE, J.; HAWARD, M. **Primary microplastics in the marine environment: scale of the issue, sources, pathways and current policy**. Tasmania: Marine Biodiversity Hub, 2020. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/344362883_Primary_microplastics_in_the_marine_environment_scale_of_the_issue_sources_pathways_and_current_policy_Report_to_the_National_Environmental_Science_Program_Marine_Biodiversity_Hub_IMAS_University_of_T. Acesso em: 21 dez. 2022.

KRISHNASWAMY, S. D. *et al.* Geochronology of lake sediments. **Earth and Planetary Science Letters**, v. 11, p. 407–414, 1971. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(71\)90202-0](https://doi.org/10.1016/0012-821X(71)90202-0). Acesso em: 21 out. 2023.

LACERDA, S. G. **Evolução histórica da presença de microplásticos em sedimentos fluviais no alto curso do Rio Sorocaba**. 2022. Monografia (Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Geologia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Rio Claro, 2022.

LENZ, R. *et al.* A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. **Marine Pollution Bulletin**, v. 100, p. 82–91, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.026>. Acesso em: 29 jul. 2024.

LESLIE, H.A. *et al.* Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. **Environment International**, v. 163, 107199, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>. Acesso em: 30 jul. 2024.

LI, C.; BUSQUETS, R.; CAMPOS L. C. Assessment of microplastics in freshwater systems: a review. **Science of The Total Environment**, v. 707, 135578, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>. Acesso em: 04 jun. 2023.

LIMA, J. L. N. **Hidroquímica pluvial e fluvial na Bacia do Rio Corumbataí (SP) e relações com o uso do ^{210}Pb como geocronômetro**. 2000. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2000.

LIU, C. *et al.* Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure. **Environment International**, v. 128, p. 116–124, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.024>. Acesso em: 19 mar. 2024.

MABIT, L. *et al.* Fallout ^{210}Pb as a soil and sediment tracer in catchment sediment budget investigations: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 138, p. 335–351, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.06.007>. Acesso em: 29 ago. 2024.

MAHESWARAN, B. *et al.* Assessment, characterization, and quantification of microplastics from river sediments. **Chemosphere**, v. 298, 134268, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134268>. Acesso em: 04 jun. 2023.

MALAGUTTI, E. N.; TAUKE-TORNISIELO, S. M. Qualidade das águas do Córrego Bandeirantes na sub-bacia do Ribeirão Claro, município de Rio Claro, SP, Brasil. **HOLOS Environment**, v. 14, p. 135–152, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/holos.v14i2.9270>. Acesso em: 15 jan. 2024.

MALLOW O. *et al.* A new thermoanalytical method for the quantification of microplastics in industrial wastewater. **Environmental Pollution**, v. 259, 113862, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113862>. Acesso em: 14 jul. 2024.

MCCORMICK, A. *et al.* Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. **Environmental Science & Technology**, v. 48, p. 11863–11871, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es503610r>. Acesso em: 21 ago. 2024.

MACKENZIE, A. B. *et al.* Analytical and sampling constraints in ^{210}Pb dating. **Science of The Total Environment**, v. 409, p. 1298–1304, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.040>. Acesso em: 28 ago. 2024.

MCDONALD, C. P.; URBAN, N. R. Sediment radioisotope dating across a stratigraphic discontinuity in a mining-impacted lake. **Journal of Environmental Radioactive**, v. 92, p. 80–95, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.09.009>. Acesso em: 28 ago. 2024

MORUZZI, R. B. *et al.* Stormwater detention reservoirs: an opportunity for monitoring and a potential site to prevent the spread of urban microplastics. **Water**, v. 12, 1994, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w12071994>. Acesso em: 13 jul. 2022.

MURPHY, F. *et al.* Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. **Environmental Science & Technology**, v. 50, p. 5800–5808, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>. Acesso em: 06 ago. 2024.

NERY, J. R. C. **Determinação da taxa de sedimentação na foz do Rio Amazonas usando o ^{210}Pb como geocronômetro**. 2009. Tese (Doutorado em Geologia Regional) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2009.

O’CONNOR, D. *et al.* Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 527–534, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.092>. Acesso em: 05 mar. 2024.

OPERSAN – Soluções Ambientais. Entenda as principais etapas do tratamento de efluentes. In: Opersan – Soluções Ambientais. **Blog Grupo Opersan**. Barueri, 15 dez. 2015. Disponível em: <https://info.opersan.com.br/etapas-tratamento-de-efluentes>. Acesso em: 30 ago. 2024.

PRIYA, A. *et al.* Removing microplastics from wastewater using leading-edge treatment technologies: a solution to microplastic pollution—a review. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 46, p. 309–321, 2022. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00449-022-02715-x>. Acesso em: 20 dez. 2022.

RILLIG, M. C. *et al.* The global plastic toxicity debt. **Environmental Science & Technology**, v. 55, p. 2717–2719, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07781>. Acesso em: 25 mar. 2024.

RIZZO, M. R. A recomposição das matas ciliares – um bom exemplo que vem de Pedro Gomes (MS). **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros**, v. 1, n. 6, 2007. Disponível em: <https://periodicos.ufms.br/index.php/RevAGB/issue/archive>. Acesso em: 29 ago. 2024.

ROBBINS, J. A. Geochemical and geophysical applications of radioactive lead isotopes. In: NRIAGU, J. O. (ed.). **Biochemistry of lead**. Amsterdã: Elsevier, 1978.

ROBBINS, J.A.; EDGINGTON, D.N. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using ^{210}Pb and ^{137}Cs . **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 39, p. 285–304, 1975. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(75\)90198-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(75)90198-2). Acesso em: 16 ago. 2024.

RODRIGUES, S. M. *et al.* Microplastics and plankton: knowledge from laboratory and field studies to distinguish contamination from pollution. **Journal of Hazardous Materials**, 417, 126057, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126057>. Acesso em: 10 ago. 2024.

ROSS, M. S. *et al.* Estimated discharge of microplastics via urban stormwater during individual rain events. **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, 1090267, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1090267>. Acesso em: 05 mar. 2025.

SANCHEZ-CABEZA, J. A.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C. ^{210}Pb sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. **Geochimica et Cosmochimica**

Acta, v. 82, p. 183-200, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.12.024>. Acesso em: 22 out. 2023.

SCHMIDT, C.; KRAUTH, T.; WAGNER, S. Export of plastic debris by rivers into the sea. **Environmental Science & Technology**, v. 51, p. 12246–12253, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>. Acesso em: 21 ago. 2024.

SCHERER, C. *et al.* Interactions of microplastics with freshwater biota. **The Handbook of Environmental Chemistry**, v. 58, p. 153-180, 2018. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-61615-5_8. Acesso em: 21 dez. 2022.

SEDLAK, D. Three lessons for the microplastics voyage. **Environmental Science & Technology**, v. 51, p. 7747–7748, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03340>. Acesso em: 22 mai. 2023.

SEMENSATTO, D.; LABUTO, G.; GEROLIN, C. R. The importance of integrating morphological attributes of microplastics: a theoretical discussion to assess environmental impacts. **Environment Science and Pollution Research**, v. 31, p. 17527-17532, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24567-4>. Acesso em: 29 jul. 2024.

SEO, S.; PARK, Y. -G. Destination of floating plastic debris released from ten major rivers around the Korean Peninsula. **Environment International**, v. 138, 105655, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105655>. Acesso em: 05 jun. 2024.

SHI, H. *et al.* Source-sink process of microplastics in watershed-estuary-offshore system. **Journal of Cleaner Production**, v. 338, 130612, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130612>. Acesso em: 14 abr. 2024.

SIEGFRIED, M. *et al.* Export of microplastics from land to sea. A modeling approach. **Water Research**, v. 127, p. 249-257, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.011>. Acesso em: 05 mar. 2025.

SIMON, M.; VAN ALST, N.; VOLLERTSEN, J. Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying focal plane array (FPA)-based Fourier transform infrared (FT-IR) imaging. **Water Research**, v. 142, p. 1–9, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.019>. Acesso em: 04 mar. 2023

SODRÉ, F. F. *et al.* How natural and anthropogenic factors should drive microplastic behavior and fate: The scenario of Brazilian urban freshwater. **Chemosphere**, v. 340, 139813, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139813>. Acesso em: 16 ago. 2024.

SU, L. *et al.* Microplastics in Taihu lake, China. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 711–719, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>. Acesso em: 16 jan 2024.

SUN, J. *et al.* Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. **Water Research**, v. 152, p. 21–37, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050>. Acesso em: 21 dez. 2022.

SUN, X.-D. *et al.* Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in *Arabidopsis thaliana*. **Nature Nanotechnology**, v. 15, p. 755–760, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41565-020-0707-4>. Acesso em: 16 ago. 2024.

SUN, X. *et al.* Normalization of excess ^{210}Pb with grain size in the sediment cores from the Yangtze River estuary and adjacent areas: implications for sedimentary processes. **The Holocene**, v. 28, p. 545–557, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0959683617735591>. Acesso em: 06 jul. 2024.

SUN, X. *et al.* Real-time variabilities in microplastic abundance and characteristics of urban surface runoff and sewer overflow in wet weather as impacted by land use and storm factors. **Science of The Total Environment**, v. 859, 160148, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160148>. Acesso em: 20 ago. 2024.

TALVITIE, J. *et al.* Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. **Water Research**, v. 123, p. 401–407, 2017a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>. Acesso em: 21 dez. 2022.

TALVITIE, J. *et al.* How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. **Water Research**, v. 109, p. 164–172, 2017b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.046>. Acesso em: 04 mar. 2025.

THOMPSON, R. C. *et al.* Lost at sea: Where is all the plastic? **Science**, v. 304, p. 838–838, 2004. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1094559>. Acesso em: 21 dez. 2022.

TURNER, L. J.; DELORME, L. D. Assessment of ^{210}Pb data from Canadian lakes using the CIC and CRS models. **Environmental Geology**, v. 28, n. 2, p. 78–87, 1996. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s002540050080>. Acesso em: 19 ago. 2024.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, n. 62, p. 114–129, 2002. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr62/>. Acesso em: 15 jan. 2024.

VAN CAUWENBERGHE, L., *et al.* Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. **Marine Environmental Research**, v. 111, p. 5–17, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>. Acesso em: 21 dez. 2022.

VIERS, J.; DUPRÉ, B.; GAILLARDET, J. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database. **Science of The Total Environment**, v. 407, p. 853–868, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.09.053>. Acesso em: 21 dez. 2022.

VON GUNTEN, H.; MOSER, R. How reliable is the ^{210}Pb dating method? Old and new results from Switzerland. **J. Paleolimnol.** v. 9, p. 161–178, 1993. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00677518>. Acesso em: 24 ago 2023.

WALDMAN, W. R.; RILLIG, M. C. Microplastic research should embrace the complexity of secondary particles. **Environmental Science & Technology**, v. 54, p. 7751–7753, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02194>. Acesso em: 18 jun. 2024.

WALDSCHLÄGER, K. *et al.* Learning from natural sediments to tackle microplastics challenges: A multidisciplinary perspective. **Earth-Science Reviews**, v. 228, 104021, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104021>. Acesso em: 20 dez. 2022.

WANG, F. *et al.* Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review. **Water Research**, v. 139, p. 208-219, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.003>. Acesso em: 21 dez. 2022.

WATERS, C. N. *et al.* The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. **Science**, v. 351, 6269, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aad2622>. Acesso em: 05 jun. 2024.

WELDEN N. A.; LUSHER, A. Microplastics: from origin to impacts. In: LETCHER, T. M. (ed.). **Plastic waste and recycling: environmental impact, societal issues, prevention, and solutions**. Londres: Academic Press, 2020. p. 223–249.

WESTPHALEN, H.; ABDELRASOUL, A. Challenges and Treatment of Microplastics in Water. In: GLAVAN, M. (ed.). **Water Challenges of an Urbanizing World**. Londres: IntechOpen, 2017. Disponível em: <https://www.intechopen.com/chapters/57396>. Acesso em: 09 jun. 2025.

WU, F. *et al.* Effect of cascade damming on microplastics transport in rivers: a large-scale investigation in Wujiang River, Southwest China. **Chemosphere**, v. 299, 134455, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134455>. Acesso em: 17 jan 2024.

XIA, F. *et al.* Migration characteristics of microplastics based on source-sink investigation in a typical urban wetland. **Water Research**, v. 213, 118154, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118154>. Acesso em: 25 fev. 2024.

YAN, Z. *et al.* Analysis of microplastics in human feces reveals a correlation between fecal microplastics and inflammatory bowel disease status. **Environmental Science & Technology**, v. 56, p. 414–421, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03924>. Acesso em: 05 jun. 2024.

ZENG, J. *et al.* Nitrate dynamics and source identification of rainwater in Beijing during rainy season: insight from dual isotopes and Bayesian model. **Science of The Total Environment**, v. 856, 159234, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159234>. Acesso em: 01 set. 2024.

ZHANG, B. *et al.* Distribution and removal mechanism of microplastics in urban wastewater plants systems via different processes. **Environmental Pollution**, v. 320, 121076, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121076>. Acesso em: 17 ago. 2024

ZHANG, D. *et al.* Microplastic pollution in water, sediment, and fish from artificial reefs around the Ma'an Archipelago, Shengsi, China. **Science of The Total Environment**, v. 703,

134768, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134768>. Acesso em: 05 jun. 2024.

ZHANG, Q. *et al.* A review of microplastics in table salt, drinking water, and air: direct human exposure. **Environmental Science & Technology**, v. 54, p. 3740–3751, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04535>. Acesso em: 04 jun. 2024.

ZHANG, K. *et al.* Occurrence and Characteristics of Microplastic Pollution in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir, China. **Environmental Science & Technology**, v. 51, p. 3794–3801, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00369>. Acesso em: 16 ago. 2024

ZHANG, X. *et al.* Buffer zone-based trace elements indicating the impact of human activities on karst urban groundwater. **Environmental Research**, v. 220, 115235, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115235>. Acesso em: 20 ago. 2024.

ZHANG, Y.; XU, B. Fidelity of the ^{210}Pb dating method, a subaquatic sediment perspective. **Science of The Total Environment**, v. 871, 161972, 2023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161972>. Acesso em: 29 ago. 2024

ZHOU, Y., LIU, X., WANG, J. Ecotoxicological effects of microplastics and cadmium on the earthworm *Eisenia foetida*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 392, 122273, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122273>. Acesso em: 05 jun. 2024.