

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DINÂMICA DOS OCEANOS E DA
TERRA

ALINE PATROCÍNIO PEREIRA COSTA

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS E MICROPLÁSTICOS NA LAGOA
DE MARICÁ-RJ: UMA ABORDAGEM COM ÍNDICES SEDIMENTOLÓGICOS

NITERÓI

2025

ALINE PATROCÍNIO PEREIRA COSTA

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS E MICROPLÁSTICOS NA LAGOA
DE MARICÁ-RJ: UMA ABORDAGEM COM ÍNDICES SEDIMENTOLÓGICOS

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra do Departamento de Geologia e Geofísica, Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do Grau de Mestre em Biogeoquímica.

Orientadora: Prof. Dr. José Antonio Baptista Neto

Co-orientadora: Profa. Dra. Ana Paula de Castro Rodrigues

NITERÓI

2025

Ficha catalográfica automática - SDC/BIG
Gerada com informações fornecidas pelo autor

C837a Costa, Aline Patrocínio Pereira
Avaliação da Contaminação por Metais e Microplásticos
na Lagoa de Maricá-RJ : Uma Abordagem com Índices
Sedimentológicos / Aline Patrocínio Pereira Costa. - 2025.
125 p.: il.

Orientador: José Antonio Baptista Neto.
Coorientador: Ana Paula de Castro Rodrigues.
Dissertação (mestrado)-Universidade Federal Fluminense,
Instituto de Geociências, Niterói, 2025.

1. Poluição ambiental. 2. Sistemas costeiros. 3.
Sedimentos lagunares. 4. Sistema lagunar de Maricá (RJ). 5.
Produção intelectual. I. Baptista Neto, José Antonio,
orientador. II. Rodrigues, Ana Paula de Castro, coorientadora.
III. Universidade Federal Fluminense. Instituto de
Geociências. IV. Título.

CDD - XXX

Bibliotecário responsável: Debora do Nascimento - CRB7/6368

ALINE PATROCÍNIO PEREIRA COSTA

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS E MICROPLÁSTICOS NA LAGOA
DE MARICÁ-RJ: UMA ABORDAGEM COM ÍNDICES SEDIMENTOLÓGICOS

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra do
Departamento de Geologia e Geofísica, Instituto de
Geociências, Universidade Federal Fluminense, como requisito
parcial para a obtenção do Grau de Mestre em Biogeoquímica.

Aprovada em 05 de agosto de 2025

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente



JOSE ANTONIO BAPTISTA NETO

Data: 10/10/2025 20:07:26-0300

Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Jose Antônio Baptista Neto (Orientador)

Universidade Federal Fluminense

Prof^a. Dr^a. Ana Paula de Castro Rodrigues (Co-orientadora)

Universidade Federal do Rio de Janeiro

Documento assinado digitalmente



CHRISTIANE DO NASCIMENTO MONTE

Data: 20/10/2025 12:00:25-0300

Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof^a. Dr^a. Christiane do Nascimento Monte

Universidade Federal Fluminense

Documento assinado digitalmente



EDISON DAUSACKER BIDONE

Data: 16/10/2025 17:22:03-0300

Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Edison Dausacker Bidone

Universidade Federal Fluminense

Documento assinado digitalmente



DANIEL DIAS LOUREIRO

Data: 14/10/2025 19:08:21-0300

Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Dr. Daniel Dias Loureiro

Empresa de Pesquisa Energética

NITERÓI

2025

*“A mente que se abre a uma nova ideia
jamais voltará ao seu tamanho original.”*

Albert Einstein

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família como um todo. Primeiramente aos meus pais, Vera e Jeronimo, por todo o apoio, por acreditarem e investirem na minha educação, pelo exemplo acadêmico e de ser humano, pelo amor incondicional, pelos ensinamentos e por me incentivarem a seguir estudando. Sem vocês, nada disso seria possível. Agradeço ao meu irmão, Vinícius, pela convivência, pelo apoio, pelas risadas, parceria e pelo carinho. Agradeço especialmente à minha avó paterna Anna, ao meu tio Luiz (ambos *in memoriam*; meu maior desejo era que estivessem aqui para me verem receber o título de Mestre) e à minha madrinha, tia Anna; à estes, agradeço por todo o amor e cuidado, pela presença, atenção, pela criação e dedicação, desde sempre. À todos vocês aqui citados, serei eternamente grata.

Ao Prof. Jose Antônio por aceitar me orientar nessa jornada desafiadora, pela confiança, oportunidade e por toda a ajuda e disponibilidade.

Agradeço à minha Co-orientadora, Prof^a Ana Paula, exemplo de professora e ser humano, que embarcou nessa comigo, me confiando este projeto, na virada de 2022/2023 quando eu mal pensava em fazer mestrado. Sou grata por sua generosidade, paciência, disponibilidade, dedicação e também pela amizade, risadas, carinho e parceria. Gratidão por tanto, Aninha!

À toda a galera do Cafofo (CaFO₂), mais conhecido como Laboratório de Ecotoxicologia Marinha, onde este trabalho foi majoritariamente construído. Especialmente aos meus queridos amigos: Lydia, Gustavo, Ellenzinha, Laís, Jorginho, Tutu, Igor, Vitão, Wallace, Antônio (João), entre outros (somos muitos...). Obrigada pela parceria, risadas, conselhos, pelo apoio, pelos campos dos últimos anos, pelas ajudas na triagem do material desta dissertação e pela amizade.

Agradeço ao meu grande amigo, namorado e agora parceiro de vida, Ventine Pizzolato. Obrigada por todo o carinho, pela dedicação, paciência, amor e compreensão. Por cuidar de mim sempre, mas especialmente nesses últimos meses de intensa escrita e correria. Obrigada pelas sugestões, reflexões e por toda a ajuda neste trabalho (e na vida pessoal); e também por me ouvir, sempre atenciosamente, por meses a fio só falando de metais, microplásticos e sedimentos. Gratidão!

Aos professores, instituições e pesquisadores que colaboraram na execução deste estudo.

À D₂L Consultoria Ambiental pela realização do campo de amostragem em Maricá.

À Profa. Christiane Monte (UFF) pelas análises de fósforo na Geoquímica UFF.

Ao Prof. Bernardo Braz (UFRJ) pelas análises dos metais no LaDA.

Aos Profs. Bidone e Valquíria Aguiar (UFF) pelas reflexões na banca dos seminários.

Ao Prof Vinícius Peruzzi (UMAA UFRJ) pelas análises granulométricas e equipamentos.

Por último, mas não menos importante, à CAPES pelo fomento desta pesquisa.

RESUMO

Maricá tem passado por um intenso processo de urbanização e teve a maior taxa de crescimento populacional dos municípios fluminenses entre 2010 e 2022, com adensamento principalmente ao redor das lagoas e no litoral. Maricá abriga o Sistema Lagunar Maricá-Guarapina (SLMG), importante complexo onde ocorrem diversas atividades que impactam o ambiente (turismo, pesca e lazer) e que atualmente passa por programas de desenvolvimento sustentável e recuperação. Este estudo avaliou a contaminação por elementos-traço (Hg, Cd, Pb, Cu, Cr, Zn e As) e microplásticos (MPs) – 5 mm a 1 mm – nos sedimentos superficiais da lagoa de Maricá, classificando as áreas segundo o grau de contaminação e risco associado, por meio do Índice de Geoacumulação (IGeo) e Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP). A coleta foi feita com busca fundo van Veen em 12 pontos (P1-P12) pela lagoa (nov./2022). Dados físico-químicos da água superficial foram medidos *in situ* com sonda multiparâmetros (Hanna HI 98494); a granulometria foi determinada por difração a laser; o teor de matéria orgânica por perda por ignição; fósforo total e inorgânico por método colorimétrico e o fósforo orgânico pela diferença dessas concentrações. Os metais foram determinados em Espectrômetro de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES), com extração das frações biodisponíveis e fortemente ligadas ao sedimento. Para MPs, os sedimentos foram lavados, peneirados (5–1 mm), secos a 40 °C, homogeneizados e contabilizados em alíquota (100g/ponto). A classificação foi feita em microscópio estereoscópico por cor e formato: fibras, emaranhados de fibras ou fragmentos. A fração metálica biodisponível representou mais de 50% da concentração pseudo-total., evidenciando alta proporção em formas lábeis e maior potencial de mobilização para a água. O IGeo evidenciou acúmulo de Zn e Pb (classe 5 e 4), sugerindo aporte via esgoto doméstico e tráfego rodoviário; Cu e Cr apresentaram níveis moderado e leve de poluição. O IREP indicou risco “moderado” em toda a lagoa e risco baixo no P2 (condições menos favoráveis ao acúmulo de metais). P5 e P3 indicam as regiões de maior risco para a biota associada ao sedimento. Os MPs estão amplamente distribuídos nos sedimentos e predominam as fibras (92%), reforçando a hipótese de que a principal fonte de MPs para a lagoa esteja relacionada ao aporte de esgoto doméstico não tratado.

Palavras-chave: grau de contaminação, elementos-traços, gestão ambiental, índices de qualidade de sedimento

ABSTRACT

Maricá has undergone intense urbanization and recorded the highest population growth rate among municipalities in the state of Rio de Janeiro between 2010 and 2022, with increasing density mainly around the lagoons and coastline. It hosts the Maricá-Guarapina Lagoon System (SLMG), a key coastal lagoon complex impacted by human activities such as tourism, fishing, and recreation, and currently subject to sustainable development and restoration programs. This study aimed to assess contamination by trace elements (Hg, Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, and As) and microplastics (MPs) – 5 mm to 1 mm – in surface sediments of Maricá Lagoon, classifying the areas according to contamination level and associated risk using the Geoaccumulation Index (IGeo) and the Potential Ecological Risk Index (PERI). Samples were collected with a Van Veen grab at 12 points (P1–P12) in Nov/2022. Surface water physicochemical parameters were measured in situ with a multiparameter probe (Hanna HI 98494). Grain size was determined by laser diffraction, and organic matter content by loss on ignition. Total and inorganic phosphorus were analyzed by a colorimetric method, and organic phosphorus was calculated by difference. Metals were quantified via Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES) using extraction protocols for both bioavailable and strongly bound fractions. For MPs, sediments were washed, sieved to 5–1 mm, dried at 40 °C, homogenized, and counted in 100 g aliquots. Classification was done under a stereomicroscope by color and shape: fibers, fiber tangles, or fragments. The bioavailable fraction exceeded 50% of pseudo-total metal concentrations, indicating high proportions in labile forms and greater mobilization potential. IGeo showed Zn and Pb accumulation (classes 5 and 4), suggesting likely input from sewage and road traffic, while Cu and Cr had moderate to low pollution levels. PERI indicated “moderate” risk throughout the lagoon, with low risk at P2 due to less favorable accumulation conditions. P5 and P3 showed the highest risk to sediment-dwelling organisms. MPs were widespread, with a striking predominance of fibers (92%), supporting the hypothesis that untreated domestic sewage is the main source of microplastics in the lagoon.

Keywords: *contamination level, trace elements, environmental management, sediment quality indices.*

Lista de Figuras

Figura 1: Mapa das principais lagoas do litoral fluminense de Niterói à Região dos Lagos; Lagoa de Piratininga, Lagoa de Itaipu, Sistema Lagunar Maricá-Guarapina, Lagoa de Jaconé, Lagoa de Saquarema e Lagoa de Araruama.....	22
Figura 2: Representação gráfica dos tipos de lagunas costeiras segundo Kjerfve (1994).	23
Figura 3: Mapa e localização do município de Maricá.....	25
Figura 4: Mapa de uso e cobertura da Terra de Maricá em 2024 (LOPES et al., 2025)....	26
Figura 5: Mapa das UCs do município de Maricá (SILVA, et al., 2021; Capítulo 2)....	26
Figura 6: Microplásticos coletados nos sedimentos superficiais da Lagoa de Maricá. A = fibra vermelha; B = fibras vermelha e amarela; C = fragmento amarelo; D = fibra branca E = emaranhado colorido; F = fibra transparente.....	48
Figura 7: Sistema Lagunar Maricá-Guarapina. Destacado em amarelo o Canal da Costa e em azul o Canal de Ponta Negra, imagem adaptada (BAÍAS DO BRASIL, 2019).....	56
Figura 8: Lagoa de Maricá, vista de cima. Figura adaptada (MARICÁ INFO, 2021)..	57
Figura 9: Pontos de coleta de sedimento superficial na Lagoa de Maricá, Maricá-RJ. Fonte: Google Earth.....	59
Figura 10: Microscópio binocular estereoscópio (20x e 40x) utilizado para contagem e classificação de microplásticos.....	69
Figura 11: Classificação dos sedimentos superficiais quanto à granulometria.....	80
Figura 12: Microplásticos coletados na Lagoa de Maricá. A = fragmento vermelho; B = fibra amarela; C = fibra vermelha; D = fibra verde. E = emaranhado colorido; F = fragmento verde.....	103
Figura 13: Mapa da Lagoa de Maricá com distribuição de MPs por ponto.....	106

Lista de Tabelas

Tabela 1: Características geográficas dos pontos de coleta na Lagoa de Maricá.....	59
Tabela 2: Índice de geoacumulação adaptado de Müller (1979).....	64
Tabela 3: Valores naturais (background) de elementos-traço nos sedimentos da região (Lagoa do Padre) a 40 cm de profundidade. Adaptado de FREITAS et al., 2023.....	64
Tabela 4: Classificação do Fator de Contaminação (FC), adaptado de Hakanson (1980).	66
Tabela 5: Classificação do Grau de Contaminação (GC), adaptado de Hakanson (1980).	67
Tabela 6: Classificação do IREP, adaptado de Hakanson (1980).....	68
Tabela 7: Classificação da granulometria média dos sedimentos por ponto.....	79
Tabela 8: Percentual da fração biodisponível em relação à concentração pseudo-total extraída.....	89
Tabela 9: Percentual da fração fortemente ligada em relação à concentração pseudo-total.....	90
Tabela 10: Resultado do cálculo do índice de geoacumulação (IGeo).....	97
Tabela 11: Resultado do cálculo do fator de contaminação (FC).....	99
Tabela 12: Resultado do cálculo do grau de contaminação (GC).....	100
Tabela 13: Risco ecológico potencial de cada metal (REP).....	101
Tabela 14: Resultado do índice de risco ecológico potencial (IREP) por ponto da lagoa..	101
Tabela 15: Quantidade de MPs por ponto da lagoa de Maricá.....	104
Tabela 16: Comparação de MPs encontrados neste estudo e no de Corrêa et al., 2022.....	108

Lista de Gráficos

Gráfico 1: Crescimento populacional de Maricá segundo os censos do IBGE.....	28
Gráfico 2: Pluviosidade medida na estação mais próxima relacionada a região dos lagos (Sampaio Correia - Saquarema) 30 dias anteriores à coleta (19/10/2022 à 19/11/2022)....	60
Gráfico 3: Profundidades da coluna d'água nos pontos de amostragem da lagoa.....	70
Gráfico 4: Variação da salinidade da água da lagoa nos pontos de amostragem. Média = 4,93.....	71
Gráfico 5: Variação da temperatura da água nos pontos de amostragem. Média = 27,30C.....	72
Gráfico 6: Variação do pH da água nos pontos de amostragem. Média = 8,37.....	73
Gráfico 7: Total de sólidos dissolvidos na água por ponto. Média = 4.425 ppm.....	75
Gráfico 8: Variação da concentração de OD (mg/L) nos pontos de amostragem dos sedimentos. Média = 7,54 mg/L.....	76
Gráfico 9: Saturação de O ₂ na água (%) nos pontos de amostragem. Média = 96,48%....	76
Gráfico 10: Percentuais de granulometria dos sedimentos de fundo em cada ponto de amostragem.....	80
Gráfico 11: Teores de matéria orgânica nos sedimentos de fundo em cada ponto de amostragem. Média = 13,01 %.....	81
Gráfico 12: distribuição do fósforo orgânico, inorgânico e total nos sedimentos da lagoa de Maricá. O ponto 5 (P5) apresenta somente o fósforo inorgânico (que foi maior que o fósforo total).....	84
Gráfico 13: Distribuição da concentração pseudo-total de metais nos sedimentos (mg/kg).....	87
Gráficos 14: Boxplot da distribuição de metais (nas frações) nos 12 pontos da lagoa..	91
Gráficos 15: Frações metálicas fracamente e fortemente ligadas aos sedimentos (P1-P4).....	94
Gráficos 15: Frações metálicas fracamente e fortemente ligadas aos sedimentos (P5-P12).....	95
Gráfico 16: Quantidade de MPs (diferentes tipos) por 100g de sedimento peneirado).....	104
Gráfico 17: Percentual dos tipos de MPs contabilizados ao todo na lagoa.....	105

Lista de Abreviaturas e Símbolos

As.....	Arsênio
Cd.....	Cádmio
CE.....	Contaminantes Emergentes
Cr.....	Cromo
Cu.....	Cobre
EPA.....	Environmental Protection Agency
FE.....	Fator de Enriquecimento
FC.....	Fator de Contaminação
Fe.....	Ferro
FRT.....	Fator de Resposta Tóxica
FSS.....	Fator de Sensibilidade do Sistema
FTS.....	Fator de Toxicidade do Sedimento
GC.....	Grau de Contaminação
Hg.....	Mercúrio
IBGE.....	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICP-OES.....	Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente
IGeo.....	Índice de Geoacumulação
INEA.....	Instituto Estadual do Ambiente
IREP.....	Índice de Risco Ecológico potencial
Mn.....	Manganês
MO.....	Matéria Orgânica
MPs.....	Microplásticos
OD.....	Oxigênio Dissolvido
OMS/WHO.....	Organização Mundial da Saúde/World Health Organization
Pb.....	Chumbo
pH.....	Potencial Hidrogeniônico
PIB.....	Produto Interno Bruto
ppm.....	Parte por milhão
SLMG.....	Sistema Lagunar Maricá-Guarapina
Zn.....	Zinco

Sumário

RESUMO.....	7
ABSTRACT.....	8
Lista de Figuras.....	9
Lista de Tabelas.....	10
Lista de Gráficos.....	11
Lista de Abreviaturas e Símbolos.....	12
Sumário.....	13
1. INTRODUÇÃO.....	15
2. HIPÓTESES.....	19
3. OBJETIVOS.....	20
3.1 - Objetivo Geral.....	20
3.2 - Objetivos Específicos.....	20
4. BASE TEÓRICA.....	21
4.1 - Sistemas Lagunares do Litoral Fluminense.....	21
4.2 - Histórico de Ocupação das Lagoas Costeiras Fluminenses.....	24
4.2.1 - Ocupação do Sistema Lagunar Maricá-Guarapina.....	24
4.3 - Crescimento Populacional e Econômico de Maricá.....	27
4.4 - Eutrofização na Lagoa de Maricá.....	29
4.5 - Poluentes persistentes.....	30
4.5.1 - Elementos-traço.....	31
4.5.1.1 - Arsênio.....	34
4.5.1.2 - Cádmio.....	36
4.5.1.3 - Chumbo.....	37
4.5.1.4 - Cobre.....	38
4.5.1.5 - Cromo.....	39
4.5.1.6 - Ferro.....	40
4.5.1.7 - Manganês.....	41
4.5.1.8 - Mercúrio.....	42
4.5.1.9 - Zinco.....	44
4.6 - Contaminantes Emergentes.....	45
4.6.1 - Microplásticos.....	45
4.7 - Índices de Qualidade de Sedimentos.....	52
4.7.1 - Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP).....	52
4.7.2 - Índice de Geoacumulação (IGeo).....	54
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	56
5.1 - Área de Estudo.....	56
5.1.1 - Sistema Lagunar Maricá-Guarapina.....	56
5.1.2 - Lagoa de Maricá.....	57
5.2 - Amostragem.....	58
5.3 - Tratamento e análise das amostras.....	60
5.3.1 - Parâmetros físico-químicos da água.....	60
5.3.2 - Caracterização dos sedimentos superficiais.....	60
5.3.2.1 - Granulometria.....	61

5.3.2.2 - Teor de Matéria orgânica (% MO).....	61
5.3.2.3 - Ferro e Manganês.....	61
5.3.2.4 -Fósforo Total (PT).....	61
5.3.2.5 -Fósforo Inorgânico (PI).....	62
5.3.2.6 -Fósforo Orgânico (PO).....	62
5.3.3 - Determinação de metais.....	62
5.3.4 - Índices de qualidade dos sedimentos superficiais.....	63
5.3.4.1 - IGeo - Índice de Geoacumulação.....	63
5.3.4.2 - IREP - Índice de Risco Ecológico Potencial.....	65
5.3.5 - Caracterização e contagem de microplásticos.....	68
5.3.6 - Análises estatísticas.....	69
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	70
6.1 - Parâmetros físico-químicos da água.....	70
6.1.1 - Profundidade.....	70
6.1.2 - Salinidade.....	70
6.1.3 - Temperatura.....	71
6.1.4 - Potencial Hidrogeniônico (pH).....	73
6.1.5 - Total de sólidos dissolvidos (TSD).....	74
6.1.6 - Oxigênio Dissolvido (O2).....	75
6.2 - Granulometria dos sedimentos superficiais.....	78
6.3 - Matéria orgânica.....	81
6.4 - Fósforo.....	83
6.5 - Metais.....	86
6.5.1 - Concentração pseudo-total de metais nos sedimentos superficiais.....	86
6.5.2 - Percentual da fração biodisponível e da fração fortemente ligada.....	89
6.6 - Índices de Qualidade de Sedimento - IREP e IGeo.....	97
6.6.1- IGeo.....	97
6.6.2- IREP.....	99
6.7 - Concentração de microplásticos nos sedimentos superficiais.....	102
7. CONCLUSÃO.....	110
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	112
Apêndice.....	124

1. INTRODUÇÃO

Representando cerca de 13% do litoral mundial (BARNES, 1980), os complexos lagunares são ecossistemas que funcionam como ambientes deposicionais para sedimentos oriundos de descargas fluviais, sob influência de canais de maré. São importantes socioeconomicamente, estando, portanto, vulneráveis às consequências geradas pelos diversos tipos de intervenções antrópicas, como frequentes processos de eutrofização (SILVESTRE *et al.*, 2017).

Um importante complexo lagunar presente no estado do Rio de Janeiro (RJ) está localizado no município de Maricá: o Sistema Lagunar Maricá-Guarapina (SLMG); na região metropolitana do estado, a cerca de 60 km da capital (RJ), ao leste da baía de Guanabara (SUBCOMITÊ MARICÁ-GUARAPINA, 2024). A cidade de Maricá teve o maior crescimento populacional dentro do estado do Rio de Janeiro, com 54,87% de aumento em cerca de 12 anos, atingindo o marco de 197.300 habitantes em 2022 (IBGE 2022; PREFEITURA DE MARICÁ, 2023a; PREFEITURA DE MARICÁ, 2023b).

A região ao redor do complexo das lagoas de Maricá e o seu litoral tem passado por um intenso processo de urbanização e crescimento populacional (SOUSA *et al.*, 2013; projeto PLANÁGUA - SEMADS/GTZ, 2001); o que frequentemente acarreta diversas complicações que atingem diretamente o complexo lagunar, prejudicando a circulação e hidrodinâmica das lagoas, afetando a qualidade dos recursos hídricos e desregulando o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (LAUT *et al.*, 2019). Das lagoas que compõem o sistema lagunar, a de Maricá é a mais preocupante no que tange a ocupação da sua bacia de drenagem. É a maior lagoa do sistema e a mais povoada no seu entorno, já passou por muitos aterros, alterando suas configurações naturais de forma expressiva. Somado a isso, é a lagoa mais interna e estrangulada, pouco profunda, recebendo aporte de esgoto doméstico, o que agrava sua situação em relação à qualidade de água, sendo assim um ecossistema costeiro frágil (CRUZ *et al.*, 1996).

A expansão populacional e ocupação da bacia de drenagem, juntamente de um saneamento básico deficitário, pois não acompanha a rapidez desse crescimento urbano, acaba por favorecer a eutrofização dos ecossistemas aquáticos em resposta ao alto incremento e disponibilidade de nutrientes (RUTTENBERG, 2003). Estudos como o de Batista (2018) e Silvestre (2018) indicam que há lançamento de esgoto in natura nos rios e canais que desembocam no SLMG, que acabam por acelerar processos de eutrofização, gerando tanto eventos de mortandade de peixes, quanto a poluição dos

recursos hídricos, incluindo o aparecimento de espumas na beira das lagoas e odores desagradáveis. Dados de saneamento do IBGE (2022) mostram que aproximadamente 1,6% da população de Maricá lança seus esgotos diretamente em rios, valas e córregos; o que, apesar de ser um percentual baixo, pode tornar-se significativo, pois somente 33% dos habitantes têm acesso à rede geral de saneamento, enquanto 4% utilizam fossas rudimentares e em torno de 60% possuem fossas sépticas (solução econômica, mas que pode ser ineficiente se for mal instalada ou não houver manutenção).

Essa entrada de efluentes sem tratamento ou destinação inadequada pode acabar contaminando as águas, os sedimentos e os organismos das lagoas, não só com uma alta carga de nutrientes, mas também com outros poluentes preocupantes, como os elementos-traço e os microplásticos, foco deste estudo, que podem trazer riscos a esses ecossistemas costeiros e afetar também a saúde humana (SONG *et al.*, 2024).

Diversos estudos relatam a presença e avaliam a poluição por elementos-traço nas lagoas costeiras fluminenses (KNOPPERS *et al.*, 1990; FERNANDES *et al.*, 1994; FONSECA *et al.*, 2011). Nestes ecossistemas, estes elementos encontram-se estocados principalmente nos sedimentos - que podem atuar como sumidouro - devido a processos naturais de sedimentação no ambiente lagunar. Entretanto a sua biodisponibilidade e o risco ambiental vão depender da fase geoquímica em que o elemento se encontra e das condições físico-químicas do ambiente, como pH da água, quantidade de matéria orgânica (MO) local, granulometria do sedimento e da frequência e intensidade de eventos de ressuspensão, por exemplo (ESTEVES, 1998; MONTE, 2014; 2017).

A poluição por elementos-traço em lagoas costeiras pode elevar a toxicidade da água e dos sedimentos, e, por consequência, ocasionar efeitos deletérios à biota aquática. Elementos como o arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) aparecem na lista da OMS (Organização Mundial da Saúde) entre os 10 produtos/elementos químicos de maior preocupação na saúde pública (WHO, 2020). Estes, são considerados perigosos pois são elementos que não possuem função fisiológica e, mesmo em baixa concentração, podem oferecer alta toxicidade - sendo capazes de causar alterações na fisiologia dos organismos, levando-os à morte (NIPPER, 1990). A toxicidade pode ser alterada de acordo com a forma química em que se encontram e com a mobilidade geoquímica entre os compartimentos, alterando por exemplo o processo de bioacumulação (ESTEVES, 1998; BRITO, 2022).

Além destes considerados mais preocupantes, outros metais como o cromo (Cr), quando na forma de Cr (VI) pode causar danos ao sistema excretor, incluindo falência

renal em humanos (RIFKIN *et al.*, 2004). Por outro lado, outros metais como zinco (Zn), cobre (Cu), ferro (Fe) e manganês (Mn) são considerados essenciais em baixas concentrações nos organismos, possuindo importância no desempenho de várias funções metabólicas. Entretanto, também podem trazer riscos à população humana quando esta é exposta a altas concentrações destes metais no ambiente, como síndromes respiratória agudas (Zn), distúrbios no sistema nervoso central (Mn), insuficiência renal e hepática (Fe), além de sintomas gastrointestinais (Cu) (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

Portanto, avaliar a saúde de ecossistemas costeiros é de grande relevância, tendo em vista o rápido crescimento populacional, industrial e ocupação territorial das regiões litorâneas e consequente aumento da poluição (BONFIM *et al.*, 2010).

Para isso, alguns índices podem auxiliar na compilação de diversos fatores ambientais, auxiliando na avaliação da qualidade ambiental e na gestão ambiental. Esse é o caso do IREP (Índice de Risco Ecológico Potencial), uma abordagem aplicada a sistemas limnológicos, proposto por Håkanson (1980), que através da análise de sedimentos, realiza-se uma avaliação do risco ecológico em ambientes aquáticos. É uma ferramenta que pode ser utilizada no diagnóstico, controle e mitigação da poluição destes ecossistemas (FIORI *et al.*, 2013; CASTILHOS *et al.*, 2005). O IREP também analisa o enriquecimento por nutrientes (trofia) no meio, pois este parâmetro influencia na biodisponibilidade dos contaminantes (FIORI *et al.*, 2013).

Outro índice para avaliação ambiental de sedimentos é o IGeo (Índice de Geo-acumulação), proposto por Muller (1979). Trata-se de um índice de escala logarítmica que relaciona a concentração do metal encontrada no sedimento com a concentração existente no folhelho médio, ou então com um background da geoquímica local encontrada (MONTE, 2017; MULLER, 1979). Como resultado, o índice mostra o incremento do metal em relação ao background natural e classifica-o quanto à intensidade da poluição, nos permitindo verificar a extensão da contaminação dos sedimentos por atividade antrópica.

Mas além dos metais, um outro contaminante que é frequentemente encontrado nos ecossistemas aquáticos, costeiros e marinhos atualmente, é o microplástico (MP) (COLE *et al.*, 2011). Fontes de contaminação como efluentes domésticos, industriais e despejo de resíduos sólidos trazem consigo, além dos elementos-traço, material plástico de diferentes tamanhos, densidades e composições. O plástico, quando degradado em partículas menores por diferentes fatores, ou quando fabricado em tamanhos diminutos, é chamado de microplástico (GESAMP, 2015).

Dentre os diversos tipos de resíduos sólidos, os plásticos têm sido amplamente citados como os mais presentes em ambientes costeiros e marinhos, de regiões litorâneas do Brasil e do mundo (COLEMAN & WEHLE, 1984; BAPTISTA NETO & FONSECA, 2011; FAUZIAH *et al.*, 2015; MICELLA *et al.*, 2024; DENG *et al.*, 2021). Além das praias, manguezais e águas oceânicas e costeiras, a poluição por lixo plástico também atinge ambientes lagunares no Brasil — inclusive nas lagoas de Maricá e proximidades — e no mundo (GARCÉS-ORDÓÑEZ *et al.*, 2022; CORRÊA *et al.*, 2019; 2020; 2022; SILVA & SOUSA, 2021; CASTRO *et al.*, 2024; CELIS-HERNANDEZ *et al.*, 2023; CHICO-ORTIZ *et al.*, 2020).

Um dos riscos que a ingestão de plásticos e microplásticos pelos organismos aquáticos (pelágicos, bentônicos, planctônicos e até mesmo aves marinhas) pode causar é a obstrução do trato intestinal que por sua vez pode levar estes animais à morte. Estes plásticos podem ser acumulados nos organismos que os ingerem (MILLER *et al.* 2020). Somado a isso, existe o risco da biomagnificação de alguns dos aditivos químicos associados aos plásticos (BHATT & CHAUHAN, 2022), através da transferência destes aditivos para níveis tróficos superiores, atingindo inclusive os seres humanos (WHO, 2022). Já foi observado que os microplásticos (MPs) são capazes de adsorver em sua superfície poluentes químicos tóxicos como bisfenol A, POPs, PCBs, HPAs, DDT, DDD, DDE além também de metais e agentes patogênicos (MATO *et al.* 2001; COLE *et al.*, 2011; BRENNECKE *et al.* 2016; LAI *et al.* 2022).

Nos estudos em ambientes lagunares do Brasil e do mundo, a contaminação por microplásticos e metais é frequentemente apontada (NEVES *et al.*, 2023; BERALDI *et al.*, 2019; AMBROZIC, 2015; CARDWELL *et al.*, 2002). No local de interesse deste estudo, até o momento, ainda há poucos trabalhos sobre microplásticos, porém a presença deste contaminante já foi relatada na lagoa de Maricá recentemente por Corrêa (2022). Para os elementos-traço, existem estudos relatando a poluição por metais no complexo lagunar desde a década de 1990 (KNOPPERS *et al.*, 1990). Além disso, mais recentemente, três estudos realizados na lagoa do Padre (pertencente ao SLMG) por Freitas *et al.*, 2023 e 2024, relataram a presença de terras raras (FREITAS *et al.*, 2023a) e elementos-traço (FREITAS *et al.*, 2023b) em sedimentos lagunares superficiais, bem como indicaram a alta toxicidade destes sedimentos, através de bioensaios agudos (FREITAS *et al.*, 2024), apontando a necessidade de monitoramento da região.

2. HIPÓTESES

Tendo em vista que os sedimentos concentram boa parte da poluição nos ecossistemas de hidrodinâmica lântica e considerando os riscos oferecidos pela contaminação por poluentes persistentes e contaminantes emergentes nos ecossistemas costeiros urbanizados, a hipótese deste estudo é que através de uma avaliação da concentração dos elementos-traço e dos microplásticos presentes nos sedimentos superficiais, e da utilização de índices para avaliar o nível de contaminação dos sedimentos e o risco ecológico potencial será possível obter um panorama atualizado do risco e do nível de contaminação da lagoa de Maricá no Rio de Janeiro, permitindo identificar áreas críticas de contaminação.

Hipóteses: Desta forma, espera-se que: (1) as concentrações de elementos-traço (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg e Zn) e de microplásticos nos sedimentos superficiais da lagoa de Maricá indiquem contaminação antrópica; (2) a fração de elementos-traço fracamente ligada aos sedimentos esteja presente em maiores concentrações, o que representa maior risco ecológico para a biota bentônica e pelágica; (3) a distribuição dos elementos-traço e dos microplásticos nos sedimentos da lagoa está correlacionada com características sedimentares locais, sendo maior em áreas com maior percentual de finos e de matéria orgânica, que refletem menor hidrodinâmica.

3. OBJETIVOS

3.1 - Objetivo Geral

O objetivo deste estudo é avaliar a contaminação por elementos-traço (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg e Zn) e por microplásticos (de 5 mm a 1 mm) nos sedimentos superficiais da lagoa de Maricá, classificando as áreas de acordo com o grau de contaminação e seu risco associado e com isto auxiliando na discussão sobre a preocupante disseminação de microplásticos e nos riscos da contaminação por elementos-traço em sedimentos lagunares. Para isso, foram traçados os seguintes objetivos específicos:

3.2 - Objetivos Específicos

I - Avaliar a biodisponibilidade de metais em sedimentos superficiais através da análise das frações metálicas (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg e Zn) fraca e fortemente ligadas aos sedimentos.

II - Quantificar os microplásticos e a concentração pseudo-total de elementos-traço presentes nas amostras de sedimentos superficiais.

III - Avaliar possíveis correlações entre as características físico-químicas da água (pH, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez) e dos sedimentos (granulometria, teor de matéria orgânica, Fe, Mn e fósforo orgânico, inorgânico e total) e as concentrações de elementos-traço e de microplásticos.

IV - A partir das análises dos elementos-traço, avaliar o nível de contaminação e o risco associado, a partir da utilização de índices de qualidade de sedimento (IREP e IGeo).

4. BASE TEÓRICA

4.1 - Sistemas Lagunares do Litoral Fluminense

Ambientes lacustres podem ser diferenciados em lagos, lagoas e lagunas. Muitas vezes, por senso comum, o termo “lagoa” é utilizado para designar lagunas costeiras. Entretanto o correto para se referir à Lagoa de Maricá, e a outros tipos de corpos aquáticos costeiros rasos, de água salgada ou salobra, com conexão com o mar por meio de canais e separada do oceano por breves formações arenosas, recifes ou rochas é “laguna”. Já uma “lagoa” costeira, por definição, seria uma porção de água (doce, salobra ou salgada), também de pouca profundidade, porém isolada de trocas com o oceano e onde a luz solar pode alcançar o sedimento, podendo ocorrer e crescimento de macrófitas aquáticas. Por fim, os lagos seriam os corpos aquáticos mais interiores, com baixa salinidade em geral, sem conexão com o mar, que podem ter maiores profundidades e formados por processos de gênese diferentes e mais antigos que lagoas e lagunas (ESTEVES, 1998). Neste trabalho, eventualmente a palavra lagoa pode aparecer se referindo a lagunas, devido ao termo já ser difundido e amplamente utilizado no senso comum. Para estudar sistemas lagunares costeiros, é necessário primeiramente entender a configuração geomorfológica da área e a hidrodinâmica resultante dessa conformação.

No litoral do Brasil, lagoas e lagunas costeiras se estendem do nordeste (desde o Maranhão) ao sul do país, no estado do Rio Grande do Sul (KNOPPERS *et al.*, 1999; ESTEVES *et al.*, 1998). No litoral fluminense, os sistemas lagunares estão localizados em diferentes posições na planície sedimentar costeira, que é de baixa altitude, e podem possuir formações distintas (DIAS & KJERFVE, 2009; BATISTA, 2018).

No caso do SLMG, estas lagunas foram formadas por meio do fechamento de cordões litorâneos sobre os antigos embaiamentos costeiros durante o Pleistoceno, formando lagoas confinadas entre 7.000 e 5.000 anos A.P., que foram invadidas novamente pela elevação do nível do mar durante o máximo transgressivo holocênico, no Quaternário (LAMEGO, 1945; AMADOR, 1986; TURCQ *et al.*, 1999; BATISTA, 2018). Assim, houve a formação destes sistemas barreira-laguna, a partir do represamento dessas águas na depressão entre as barreiras, que é o caso também das lagunas de Araruama, Feia, e Jacarepaguá (TURCQ *et al.*, 1999; DIAS & KJERFVE, 2009; AMADOR, 2007; BONFIM *et al.*, 2010; BATISTA, 2018) (Figura 1).

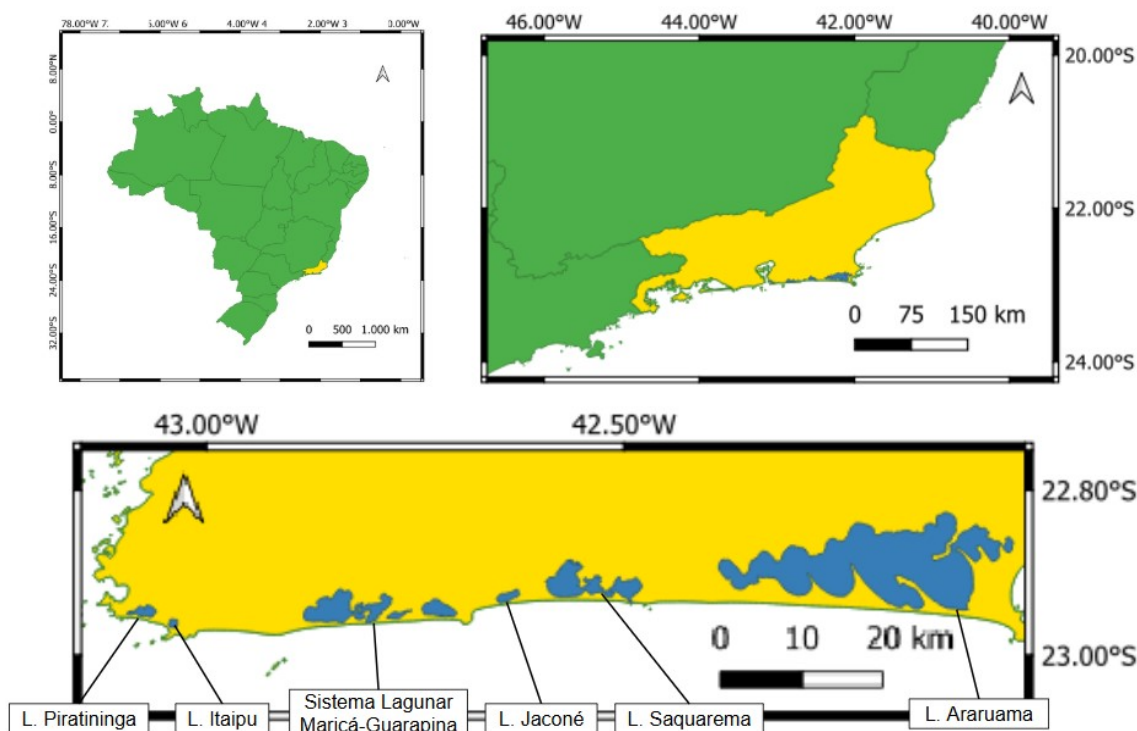


Figura 1: Mapa das principais lagoas do litoral fluminense de Niterói à Região dos Lagos; Lagoa de Piratininga, Lagoa de Itaipu, Sistema Lagunar Maricá-Guarapina, Lagoa de Jaconé, Lagoa de Saquarema e Lagoa de Araruama.

Devido à barreira que separa o oceano das lagoas costeiras, a hidrodinâmica das águas é pouco influenciada por ondas e correntes, sendo predominantemente influenciada por ventos e descargas fluviais. Quando os ventos convergem empurrando a água superficial para os canais ou locais mais estreitos, são produzidas correntes de maior velocidade. A intensidade das correntes geradas através das descargas fluviais vai variar de acordo com o volume do aporte de sedimentos e das águas, além de suas velocidades, ao chegar na foz (DAVIS Jr. e FITZGERALD, 2008; BIRD, 2008).

Segundo Kjerfve (1986), as lagoas costeiras podem ser subdivididas em sufocadas, restritas ou abertas (Figura 2) com base no grau de troca de água com o oceano adjacente. Além disso, Kjerfve (1994) propõe que lagoas sufocadas consistem em células elípticas unidas em série, e conectadas a um canal de entrada longo e estreito, em um litoral com ondas de alta energia e deriva litorânea significativa. Sendo assim, tendo em consideração que a única conexão permanente do SLMG com o mar é o canal de Ponta Negra, pode-se considerar o sistema lagunar Maricá-Guarapina como sufocado, pois, os canais de conexão dessas lagoas com o mar funcionam de forma a amenizar as oscilações do nível da água pelas correntes e marés, limitando as trocas de água com o oceano (KJERFVE *et al.*, 1990).

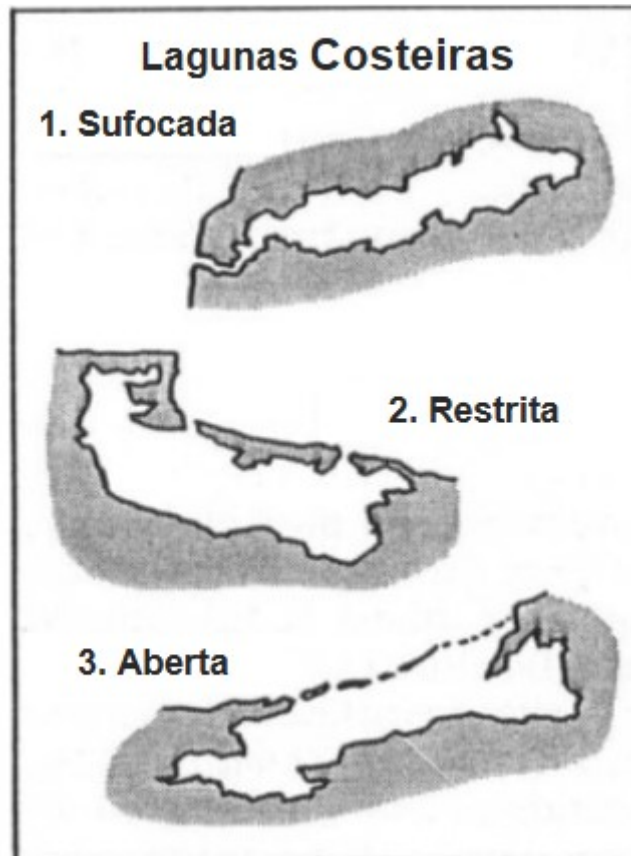


Figura 2: Representação gráfica dos tipos de lagunas costeiras segundo Kjerfve (1994).

Além disso, ambientes costeiros lagunares geralmente funcionam como armadilhas de sedimentos, sendo assim, o assoreamento ocorre com certa frequência e está diretamente relacionado à fatores como: eficiência em reter sedimentos, oscilação do nível do mar, consequência das mudanças climáticas globais, tectônica local e atividades antrópicas diversas (KJERFVE, 1994; BIRD, 1994).

Eventos que provocam maior hidrodinamismo nessas lagunas, como ventos fortes, aumento das descargas fluviais por chuvas ou mesmo eventos de origem antropogênica como navegação ou dragagens, podem gerar ressuspensão. Consequentemente essa ressuspensão pode trazer para a coluna d'água os sedimentos mais finos juntamente com matéria orgânica, nutrientes e também poluentes que estavam depositados no fundo, podendo alterar a qualidade dessas águas e aumentar sua turbidez (DAVIS Jr. e FITZGERALD, 2008; MONTE, et al., 2023; 2014; LACERDA E GONÇALVES, 2001; BITENCOURT et al., 2020).

4.2 - Histórico de Ocupação das Lagoas Costeiras Fluminenses

O litoral do Rio de Janeiro é repleto de lagoas costeiras que comportam boa parte da região turística do estado, como é o caso das diversas lagunas da Região dos Lagos (Niterói à Cabo Frio). Aproximadamente 80 lagoas costeiras se encontram no litoral fluminense, que possui a maior concentração desses ecossistemas dentre os estados da costa brasileira. As regiões ao redor das lagunas também podem ser áreas muito valorizadas e densamente povoadas, como ocorre com as Lagoas Rodrigo de Freitas e da Barra da Tijuca (SILVA e MOLISANI, 2019). Sendo assim, as áreas costeiras têm sido alvo de um intenso processo de urbanização que, consequentemente, pode promover processos de eutrofização e florações de algas nas lagunas, pois recebem aportes dos rios provenientes da drenagem de regiões urbanas, carregando esgoto doméstico sem tratamento adequado devido a falta de uma rede integrada e eficiente de esgotamento sanitário (KNOPPERS & KJERFVE, 1991; KJERFVE, 1994).

Historicamente, as águas das lagoas do norte fluminense já foram utilizadas como regiões de caça e pesca pelos povos indígenas Goitacás, mas o impacto em maior escala começou durante o período do Brasil-Império, quando houve retiradas de parte das florestas na região das bacias hidrográficas para introdução de atividades como pecuária e agricultura (cultura de café e cana-de-açúcar) por muitos anos. Desde então, os usos da terra e impactos só têm aumentado e sido intensificados com a crescente urbanização (SILVA e MOLISANI, 2019).

4.2.1 - Ocupação do Sistema Lagunar Maricá-Guarapina

Um importante complexo lagunar urbano fluminense é o Sistema Lagunar Maricá-Guarapina (SLMG), localizado no município de Maricá (figura 3), na região metropolitana do estado do Rio de Janeiro, ao leste da baía de Guanabara, a cerca de 60 km da capital (SUBCOMITÊ MARICÁ-GUARAPINA, 2024).

A partir dos anos 1950, toda a região do SLMG sofreu grandes intervenções antrópicas e modificações com o intuito diminuir as inundações das chuvas, melhorar a drenagem da região e combater a malária, como por exemplo, as obras de engenharia para a abertura do canal de maré de Ponta Negra, que conecta diretamente a lagoa de Guarapina ao mar (OLIVEIRA, 1959; PERRIN, 1999).

Mais recentemente a expansão urbana tem crescido significativamente na região ao redor das lagoas, e as atividades humanas atuais e o adensamento demográfico da

região começaram a afetar o sistema, contribuindo para um aumento no lançamento de efluentes domésticos produzidos pelo município de Maricá (KNOPPERS, *et al.* 1999).

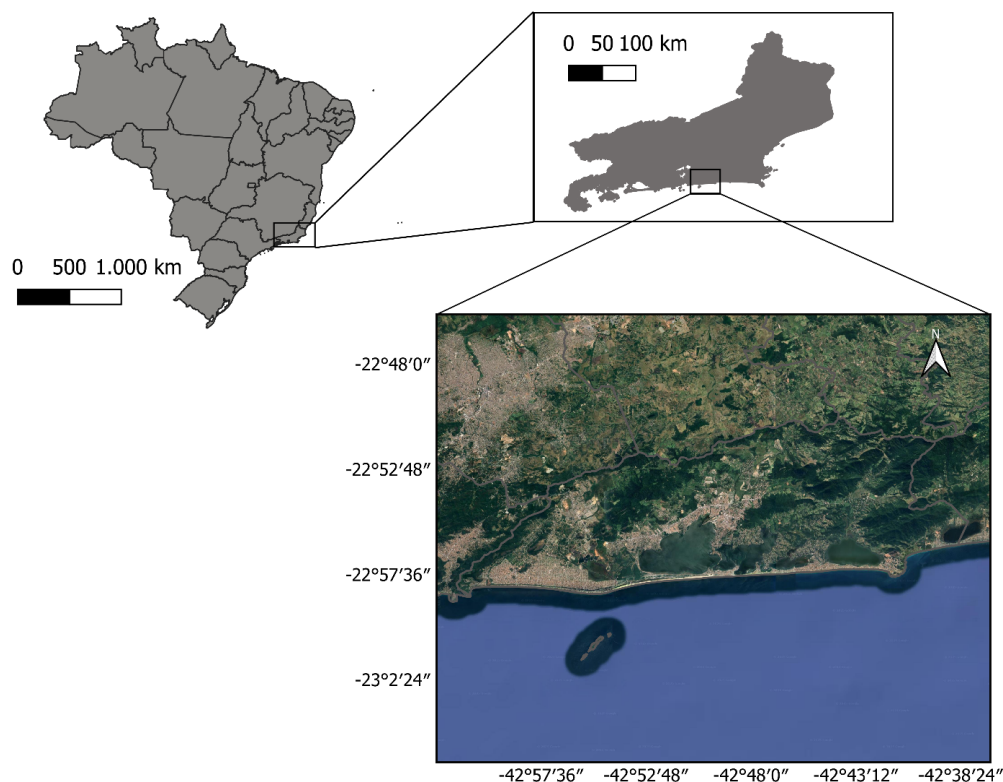


Figura 3: Mapa e localização do município de Maricá.

Segundo os dados de 2019 do IBGE, Maricá possuía na época cerca de 85,88 km² de território urbanizado. O maior adensamento populacional se reflete principalmente na região litorânea (especialmente na praia de Itaipuaçu e Ponta Negra) e também na região ao redor das lagoas (em especial da lagoa de Maricá) (Figura 4).

Na Figura 4 é possível observar um mapa da ocupação e usos do solo de Maricá no ano de 2024 (LOPES *et al.*, 2025). É possível notar que as áreas da categoria “urbano rarefeito” estão, na maioria das vezes, ao redor das áreas de “urbano médio”, o que pode indicar que estão crescendo ao redor destas, podendo se utilizar de sua infraestrutura já melhor estabelecida. Segundo essa classificação, as áreas de “urbano rarefeito” são regiões de potencial crescimento urbano e devem ser prioritárias no acesso à infraestruturas durante as obras de planejamento do município (COSTA e SEABRA, 2021).

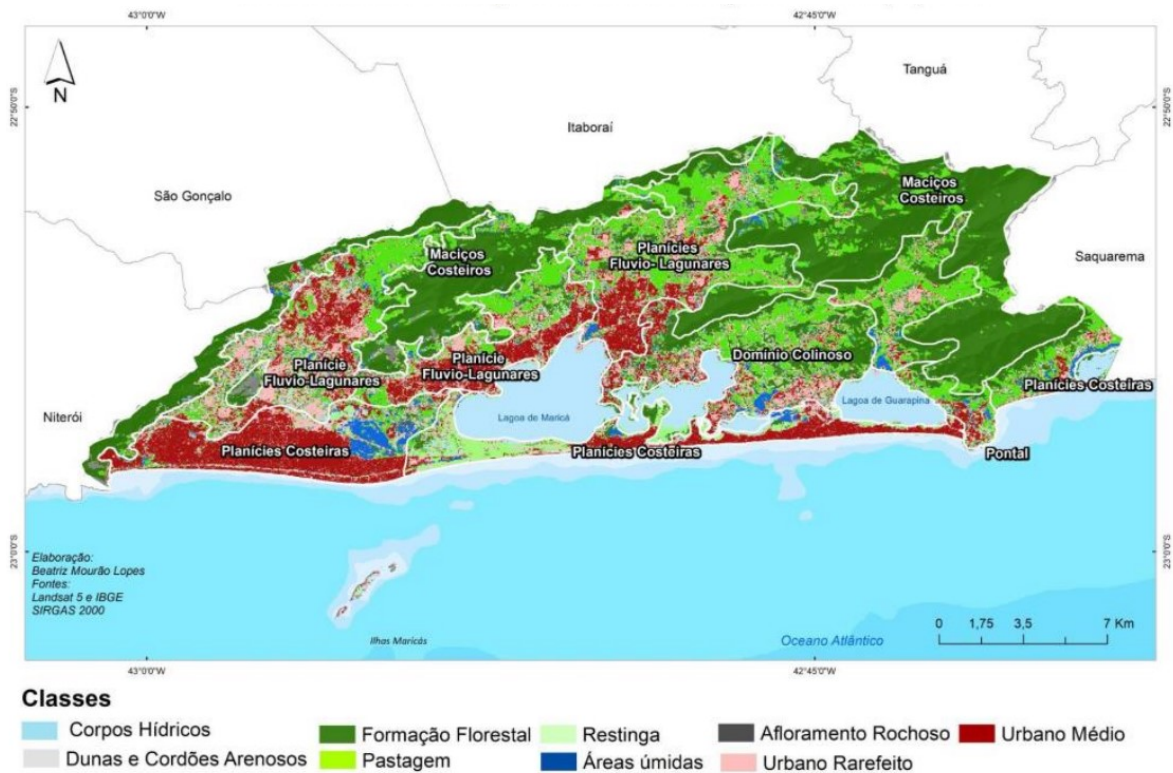


Figura 4: Mapa de uso e cobertura da Terra de Maricá em 2024 (LOPES *et al.*, 2025).

Considerando os usos do solo, Maricá possui algumas Unidades de Conservação (UCs) de Proteção Integral e Uso Sustentável segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). Essas UCs estão dispostas no mapa da Figura 5.

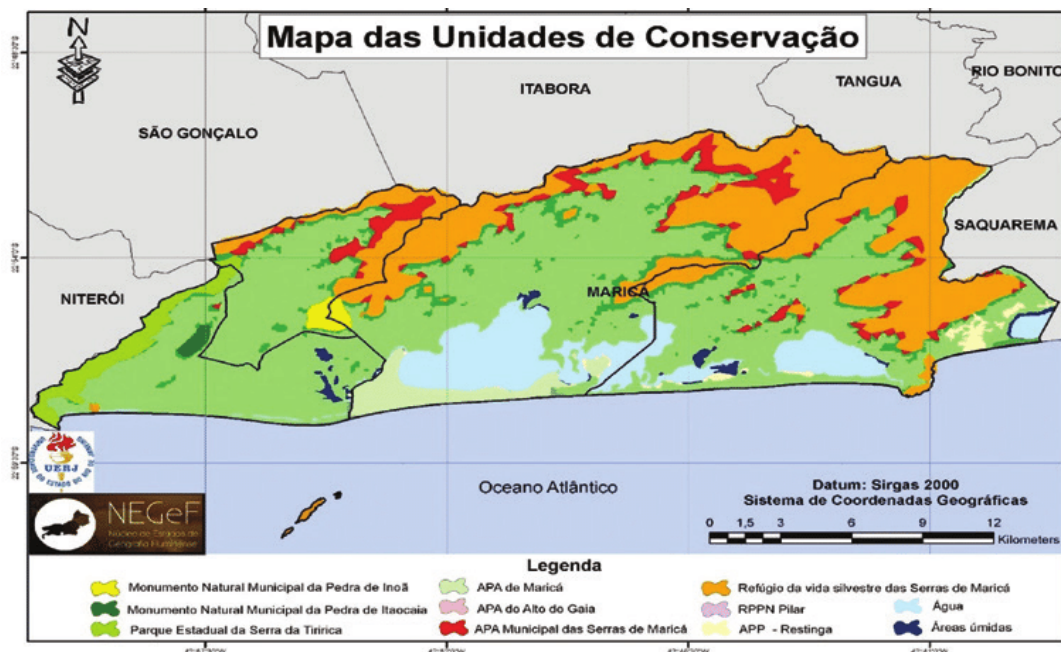


Figura 5: Mapa das UCs do município de Maricá (SILVA, *et al.*, 2021; Capítulo 2).

Segundo a Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, os Monumentos Naturais Municipais (da Pedra de Inoã e da Pedra de Itaocaia), o Refúgio da Vida Silvestre Municipal das Serras de Maricá e o Parque Estadual da Serra da Tiririca são classificados como Unidades de Proteção Integral. Já as APAs (de Maricá, do Alto do Gaia e Municipal das Serras de Maricá) e a RPPN Pilar são classificadas como Unidades de Uso Sustentável. A região da restinga (APP - Restinga) é considerada uma Área de Preservação Permanente, protegida pela Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.

4.3 - Crescimento Populacional e Econômico de Maricá

No último Censo de 2022, Maricá atingiu o marco de 197.300 habitantes, o que representa um aumento de 54,87% comparado ao Censo de 2010 – onde o município possuía 127.461 habitantes. Com esse aumento, a cidade de Maricá foi a que apresentou o maior crescimento populacional dentro do estado do Rio de Janeiro (IBGE 2022; PREFEITURA DE MARICÁ, 2023a; PREFEITURA DE MARICÁ, 2023b).

Por possuir um litoral localizado próximo a regiões de exploração de petróleo e gás offshore, a região de Maricá é considerada uma “área de influência” conforme a Resolução CONAMA 001/86 que pode ser afetada direta ou indiretamente por estes impactos durante a instalação e operação das atividades petrolíferas. Em virtude disso, o município recebe royalties como uma forma de compensação financeira por possíveis impactos decorrentes da atividade.

Maricá foi o município com o maior ganho de participação no (Produto Interno Bruto) PIB do país, com um aumento de 0,5 ponto percentual (p.p.) somente no ano de 2021 – alta que se deve aos royalties da extração de petróleo e gás. Além disso, entre os anos de 2002 e 2021, a cidade apresentou alta de 0,9 p.p. no PIB, indicando um fortalecimento de sua economia local e de sua participação no PIB nacional. (AGÊNCIA IBGE NOTÍCIAS, 2024).

Além disso, o turismo de veraneio, principalmente a partir dos anos 2000, tornou-se mais evidente na região exigindo maior demanda do setor de construção civil, e consequentemente, maior demanda de água e maior produção de efluentes pelo aumento da população (principalmente sazonal). Sendo assim, tornou-se de extrema importância investir na ampliação, instalação e manutenção de redes de saneamento rural, como fossas ecológicas, cisternas, sistema de coleta e esgotamento eficiente,

tratamento adequado da água para usos domésticos e descarte/destinação adequada do lixo (SUBCOMITÊ MARICÁ-GUARAPINA, 2024).

Tendo em vista esse crescimento na população e da economia de Maricá, estudos como o de Bernardino *et al.* (2019) apontam que nas últimas décadas, a crescente urbanização do município somada à questão do saneamento da região, que não atende de forma adequada toda a população, tem contribuído para o comprometimento da qualidade da água da lagoa de Maricá, intensificando seu processo de eutrofização – pois muitas vezes, a população despeja seus rejeitos domésticos sem tratamento na bacia hidrográfica, e estes terão como destino final estes corpos hídricos.

O Plano Diretor de Maricá, instituído pela Lei Complementar nº 145, de 10 de outubro de 2006, onde se baseiam as políticas de desenvolvimento e expansão urbana, tem como objetivo organizar a estruturação do meio urbano e rural, visando o desenvolvimento econômico sustentável integrado ao meio ambiente. Desde a instituição do Plano, Maricá passa por diversos programas de desenvolvimento sustentável e de recuperação, como é o exemplo do Projeto “Lagoa Viva” (criado pela Prefeitura de Maricá; parceria entre a UFF e a Companhia de Desenvolvimento de Maricá – CODEMAR por meio da Biotec; subsidiária da companhia), que tem como objetivo desenvolver novas tecnologias e métodos visando a revitalização ambiental da lagoa, trazendo impactos positivos para a qualidade de vida e para o meio ambiente local (SILVA, 2023).

Crescimento Populacional

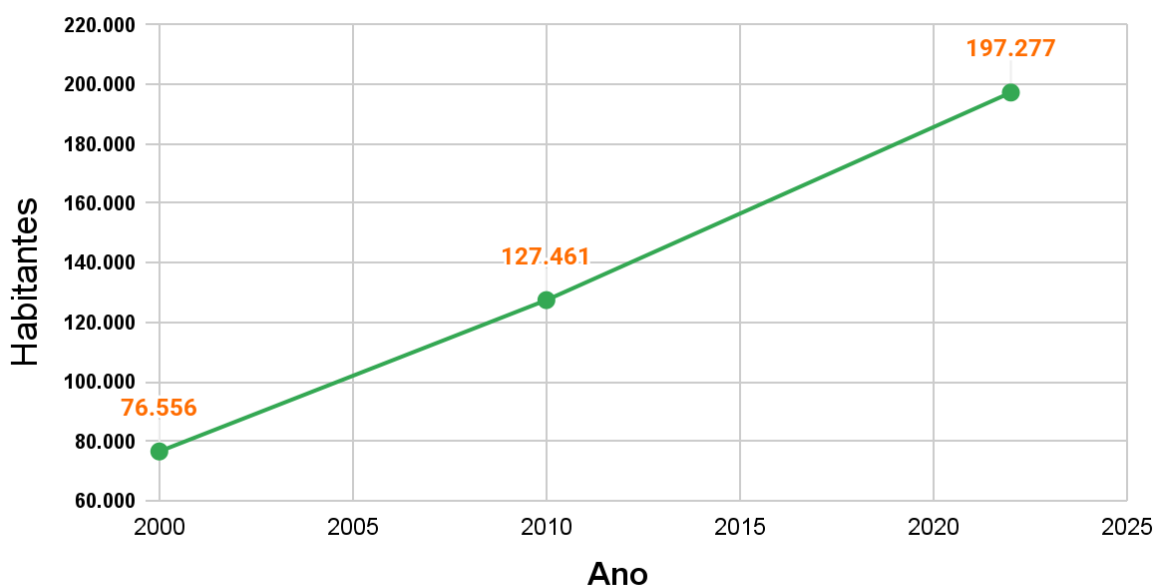


Gráfico 1: Crescimento populacional de Maricá segundo os censos do IBGE.

4.4 - EUTROFIZAÇÃO na Lagoa de Maricá

Eutrofização é o processo gradual de enriquecimento dos ecossistemas aquáticos pela biomassa de plantas devido ao contínuo incremento de nutrientes nessas águas, resultando no aumento da produção primária e na acumulação de detritos de matéria orgânica no sistema. Esse processo pode ocorrer de forma natural ou induzido pelo homem (KNOPPERS *et al.*, 1999). O estado trófico de um ambiente pode ser considerado uma resposta biológica dos corpos hídricos quanto ao incremento por nutrientes, e pode ser classificado (em estudos limnológicos) em diferentes estados: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico – onde um ambiente aquático no estado oligotrófico teria uma menor produtividade primária e concentração de nutrientes, diferentemente do ambiente eutrófico (LAMPARELLI, 2004).

Com o surgimento e organização da humanidade, diversos tipos de resíduos têm sido constantemente gerados e despejados nos solos, mares, rios ou lançados na atmosfera, e posteriormente, descobriu-se que grande parte desses possuíam diferentes propriedades tóxicas. A maioria dos centros urbanos e aglomerações estão situados em regiões costeiras, e por essa razão, os ecossistemas localizados nessas áreas configuram-se como os mais vulneráveis aos impactos da poluição (SOARES-GOMES & PEREIRA, 2009).

Lagoas costeiras, de uma forma geral, são caracterizadas como ambientes onde naturalmente se acumula matéria orgânica e inorgânica de origem autóctone (produzida dentro do sistema) e alóctone (produzida fora e transportada para dentro do sistema); ou seja, mais vulneráveis à eutrofização (ESTEVES, 1998). A emissão de matéria orgânica e nutrientes em corpos hídricos por meio da descarga de efluentes domésticos acarretam no processo de eutrofização antrópica desses ecossistemas (KNOPPERS *et al.*, 1999).

Em 2010, segundo dados do IBGE, cerca de 64% da população de Maricá possuía esgotamento adequado, dos quais 12,38% dos domicílios eram atendidos pela rede geral de distribuição e 51,88% utilizavam fossas sépticas (solução que pode ser adequada quando projetada e mantida conforme as recomendações de limpeza, porém não ligada à rede geral). Uma fração considerável dos domicílios ainda não tinha acesso a rede de esgoto adequada – 28,21% utilizavam fossa rudimentar e 7,53 % valas, rios, lagos, córrego, mar ou outra forma. Mais recentemente, o último censo do IBGE (2022) traz dados atualizados sobre o esgotamento, onde 33,73% da população tem acesso adequado à rede geral, e 57,79% utilizam fossas sépticas. Entretanto, 4,36% ainda

utilizam fossa rudimentar e 1,61% fazem uso de outros métodos para se desfazerem de seus esgotos.

Esses dados evidenciam que nos últimos anos a rede geral de esgotamento foi ampliada em quase 3 vezes, que a utilização da fossa rudimentar diminuiu expressivamente e que atualmente uma pequena parcela da população descarta o esgoto no ambiente de forma mais direta (vala, rios, entre outros). Mas ainda assim, atualmente, mais da metade da população ($\approx 58\%$) não tem acesso a rede de esgoto geral de distribuição, se utilizando de fossas sépticas ou outras soluções que se não tiverem instalação e manutenção adequadas, não são uma garantia eficaz de destinação correta do esgoto (Bernardino *et al.*, 2019).

Estudos da década de 90 indicam que o estado trófico da lagoa de Maricá já estava sendo intensificado. No início dos anos 90 a lagoa encontrava-se em processo de eutrofização (KNOPPERS, *et al* 1991) e no final dos anos 90, a lagoa foi classificada com o estado trófico entre “eutrófico” a “hipereutrófico” (KNOPPERS *et a.*, 1999). Posteriormente, dados de monitoramento de lagoas fluminenses de 2014 fornecidos pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA) no estudo de revisão de Silva e Molisani (2019) mostram, por meio do cálculo de dois índices de estado trófico, que a lagoa encontrava-se hipereutrófica e os autores indicam que a lagoa tende a atingir estágios mais intensos de eutrofização por falta de comunicação com mar e aos aportes de efluentes que contribuem para o acúmulo de matéria orgânica - em especial nas regiões de menor granulometria (LAUT *et al.*, 2019; LAUT *et al.*, 2021).

Além da questão da eutrofização pelo acúmulo de matéria orgânica, a destinação inadequada de efluentes domésticos, e também industriais, podem levar a outros tipos de poluição como por metais e microplásticos.

4.5 - Poluentes persistentes

Uma das formas de classificar poluentes químicos é baseada no tempo de persistência no ambiente. Com base nessa forma, os poluentes podem ser biodegradáveis (não conservativos, ex: matéria orgânica), facilmente dissipáveis (ex: óleos e graxas), persistentes (ex: metais). Os poluentes persistentes possuem difícil degradação e podem permanecer no ambiente por muito tempo pois não costumam ser degradados por ação bacteriana. Esses poluentes podem ser assimilados pelos organismos de diversas maneiras, podendo causar efeitos tóxicos severos. Muitos deles também são capazes de bioacumular em organismos e biomagnificar na cadeia trófica,

além de poderem ser transportados por longas distâncias pela atmosfera na forma de aerossóis. Exemplos de poluentes persistentes são os elementos-traço (incluindo os metais), os poluentes orgânicos persistentes (POP) como os pesticidas e também os elementos radioativos (SOARES-GOMES & PEREIRA, 2009).

4.5.1 - Elementos-traço

Os elementos-traço tem esse nome pois as suas concentrações nos compartimentos naturais são menores que 0,1% (ADRIANO, 1986). Dentre os elementos-traço, alguns podem ser chamados de “metais-pesados”, pois se referem aos elementos da tabela periódica que possuem densidade maior que 5 g.ml⁻¹ (SOARES-GOMES & PEREIRA, 2009), entretanto essa definição caiu em desuso desde então. A categoria “elementos-traço” (muitas vezes chamada apenas de “metais-traço”) inclui tanto os metais, como os semimetais (como por exemplo o arsênio – As).

A intensificação das atividades de mineração e queima de combustíveis fósseis acentuaram a transferência de elementos-traço da crosta terrestre para a atmosfera, a hidrosfera e a biosfera (LIBES, 2009). Um problema comumente estudado e documentado nas lagoas fluminenses é a contaminação por metais, tanto na biota, como nas águas e nos sedimentos (BATISTA, 2018). Esses metais podem advir de diversas fontes, sendo classificados de acordo com sua origem nos sedimentos de ecossistemas costeiros como antropogênicos e litogênicos (LACERDA, 1983).

Metais de origem antropogênica geralmente são provenientes de efluentes domésticos e industriais, poluição atmosférica (emissão de gases poluentes por indústrias ou queima de combustíveis fósseis), tintas anti-incrustantes, rejeitos de mineração, enquanto os metais de fontes naturais são classificados como litogênicos, e advém principalmente do intemperismo, erosão e lixiviação de rochas e solos ricos nestes elementos químicos presentes nas regiões adjacentes, bem como de atividades vulcânicas (LACERDA, 1983).

Por serem considerados poluentes persistentes, os metais-traço oferecem riscos à saúde ambiental e, conseqüentemente, à conservação dos ecossistemas costeiros (COTTA *et al.*, 2006). Diversos estudos relatam a presença e avaliam a poluição por metais-traço nas lagoas costeiras fluminenses ao longo dos anos (KNOPPERS *et al.* 1990; FERNANDES *et al.*, 1994; FONSECA *et al.*, 2011; FREITAS *et al.*, 2023; 2024). Os sedimentos destes ecossistemas podem estocar esses contaminantes, agindo como

sumidouro por meio de diversos processos biogeoquímicos que ocorrem devido às condições físico-químicas.

No ambiente aquático, os metais podem se encontrar nas formas dissolvida ou particulada. Quando dissolvidos, os metais podem estar como íons livres hidratados formando complexos iônicos ou complexos orgânicos, como ácidos húmicos e fúlvicos, aminas e proteínas. Quando na forma particulada, os metais podem estar adsorvidos a partículas orgânicas e inorgânicas, ou podem formar agregados (como óxidos e hidróxidos de ferro e manganês) ou também podem compor a matriz de minerais e rochas (SOARES-GOMES & PEREIRA, 2009).

A mobilidade geoquímica destes metais está atrelada à fase geoquímica em que se encontra. As fases trocáveis (quando os metais encontram-se fracamente ligados aos sedimentos) podem ser consideradas potencialmente biodisponíveis, porque nelas os metais podem ser remobilizados com facilidade. Entretanto, os metais podem estar em fases geoquímicas fortemente ligados aos sedimentos, por exemplo, quando estão associados a matéria orgânica, óxidos e hidróxidos de Fe e Mn, sulfetos e carbonatos (PESTANA, 1989; HERMS & GURGEL, 2012, MONTE, 2014; 2017).

A fase geoquímica pode ser alterada em casos de ressuspensão dos sedimentos para a coluna d'água, podendo biodisponibilizar os metais antes ligados ao sedimento, passando-os para fases dissolvidas (MORSE, 1994), principalmente devido a alterações físico-químicas. Eventos de ressuspensão podem ter causas naturais, como: (1) bioturbação (HE *et al.*, 2017), (2) indução por ventos, tempestades, ondas e marés. Ou causas antrópicas, como (1) processos de dragagem, (2) navegação e (3) pesca com arrastos de fundo, dentre outros (MONTE, 2014).

De modo geral, espera-se encontrar maior concentração de metais em águas de regiões costeiras quando comparado com águas oceânicas, sendo o aporte continental e as atividades antrópicas os maiores contribuidores de metais para os ambientes aquáticos (costeiros e oceânicos). Além disso, a concentração de metais tende a diminuir quanto maior a distância da desembocadura de um rio. Isso ocorre devido à diluição e ao fenômeno de floculação que ocorre em estuários devido a alterações na salinidade, fazendo com que os metais passem da fase dissolvida para a particulada (SOARES-GOMES & PEREIRA, 2009).

Outro fator que contribui de forma a diminuir a concentração de metais dissolvidos na água é a atividade biológica. Nos processos de absorção de nutrientes das águas, os metais podem ser absorvidos juntamente (pois esse processo ocorre de forma

pouco seletiva), o que vai diminuir a concentração de metais na água. A assimilação de metais pela biota aquática pode se dar de forma ativa ou passiva, seja por meio de ingestão de partículas, por gradientes intracelulares, eletroquímicos ou adsorção pela parede celular. Nesses casos, na maioria das vezes os metais vão agir formando compostos com grupos funcionais de enzimas, inibindo suas funções ou também se ligando às membranas celulares, ocasionando mudanças estruturais que podem alterar ou impedir o transporte de sódio, potássio e cálcio (SOARES-GOMES & PEREIRA, 2009).

Alguns elementos-traço podem ser considerados essenciais, como é o caso do zinco, do cobre, do ferro, do cobalto, do manganês, entre outros, que atuam como micronutrientes participando de reações enzimáticas. Já outros, como o mercúrio, o cádmio, o chumbo e o arsênio (semimetal) não têm nenhuma função biológica conhecida nos organismos vivos. Mas independentemente de possuírem ou não função biológica, altas concentrações de elementos-traço podem causar efeitos tóxicos e letais.

Um fator importante a se considerar no ambiente é a forma química (espécie química) que o metal se encontra. Algumas espécies químicas podem ser mais tóxicas que outras, e são importantes para determinar o efeito toxicológico (LIBES, 2009).

Algumas condições físico-químicas no ambiente aquático podem influenciar na especiação dos metais e na sua toxicidade. Fatores como o pH, alcalinidade e presença de ligantes orgânicos/inorgânicos podem gerar mudanças na distribuição de espécies metálicas, na concentração de íons livres, na formação de complexos metálicos (hidróxidos, carbonatos, etc) e pode ocasionar mudanças na capacidade de absorção de íons metálicos e das taxas de absorção celular. Outro ponto é que a concentração de partículas e colóides na água pode acarretar o sequestro de metais por agregados de óxidos de ferro e manganês, sendo os colóides eficientes em se ligar aos metais. Além disso, o potencial redox do ambiente afeta a especiação de elementos-traço, pois pode influenciar no estado de oxidação dos metais e influenciar na biometilação, que costuma ocorrer prontamente em baixos potenciais redox (STUMM & MORGAN, 1981; LIBES, 2009).

Em geral, as formas metiladas (com o radical metil – CH_3^+) costumam possuir maior toxicidade pois são mais reativas nos organismos do que as espécies inorgânicas. Além disso, são as mais comuns de gerar biomagnificação na cadeia trófica (LIBES, 2009).

Tanto a fase geoquímica como a forma química (espécie) que um metal se encontra podem influenciar a sua biodisponibilidade no meio aquático. A biodisponibilidade pode ser definida como a quantidade do elemento ou substância tóxica que está potencialmente disponível para a incorporação biológica (MONTE, 2014). Já na toxicologia, entende-se como biodisponível quando a substância tóxica é capaz de alcançar o seu sítio tóxico de ação no organismo. A biodisponibilidade pode ser limitada por uma série de fatores como o pH, a presença de substâncias químicas capazes de competir pelos sítios de ligação (como cálcio, sódio ou magnésio), solubilidade do contaminante, sorção a sólidos ou substâncias húmicas e partição do metal em partes inacessíveis do ambiente, como a fração do metal correspondente à matriz mineral (ADAMS, 2020).

Nesse sentido, para determinar a fração do metal nos sedimentos que está mais biodisponível ou mais imóvel podem ser utilizadas técnicas de extração sequencial, que possibilitam compreender a mobilidade dos metais entre água e sedimento e sua biodisponibilidade. Existem diversas técnicas de extração sequencial, mas o princípio básico de todas é que os metais são extraídos utilizando extratantes em ordem crescente de reatividade, com o objetivo de extrair gradualmente as frações metálicas de maior mobilidade até as menos móveis (DU LAING, 2010).

4.5.1.1 - Arsênio

O arsênio é um elemento químico, semimetal, cristalino e quebradiço, que se encontra distribuído amplamente na natureza em diversos compartimentos, seja na crosta terrestre, na atmosfera, na água do mar ou também nos organismos marinhos, podendo ser de origem natural ou lançado no ambiente por ações antrópicas. O transporte de material particulado pelos ventos é o principal veículo do arsênio liberado na atmosfera, tanto o natural como o antropogênico. Após ter sido lançado na atmosfera, o ciclo do arsênio pelo ambiente se inicia com a deposição desse elemento no solo – que tende a adsorver compostos de As – via material particulado aéreo ou transportado pela água. Em contrapartida, no solo, o arsênio vai sofrer intemperismo via ventos, chuvas e ação de microrganismos (que poderão reduzir o arsênio do solo a suas formas voláteis) levando este elemento novamente para a atmosfera e para os corpos hídricos (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

Na natureza, existem cerca de 200 espécies minerais que têm o arsênio como componente principal, sendo a arsenopirita (FeAsS) o mineral mais abundante deste

semimetal. No ambiente, erupções vulcânicas são a principal fonte natural de arsênio para a atmosfera, e contribuem com cerca de 60% das emissões. Já as fontes antrópicas, correspondem a cerca de 40% do total de emissões e liberam arsênio para o meio ambiente através da produção e utilização de agrotóxicos, queima de combustíveis fósseis e carvão, fundição de ligas não-ferrosas e outras aplicações industriais. O transporte de material particulado pelos ventos é o principal veículo do arsênio liberado na atmosfera, tanto o natural como o antropogênico, que vai retornar aos solos e corpos hídricos por deposição ou precipitação (TAMAKI & FRANKENBERGER JR, 1992; AZEVEDO & CHASIN, 2003).

O ocorre em formas químicas muito variadas, compreendendo diversas espécies orgânicas e inorgânicas, já que este elemento pode participar de complexos biológicos, processos químicos e industriais (BARRA *et al.*, 2000). A toxicidade e biodisponibilidade deste semimetal vai depender da forma química em que se encontra no meio, por exemplo, quando aquecido, o arsênio é facilmente oxidado em óxido arsenioso (As_2O_3); composto tóxico inodoro e incolor (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

O arsênio é um elemento químico não-metálico, mas que possui comportamento geoquímico similar ao dos metais nos sistemas aquáticos, sendo capaz de sofrer fenômenos de adsorção, participar de reações de oxidação-redução, realizar troca de ligantes e precipitar (FERGUSON & GAVIS, 1972). Nesses ambientes, o arsênio pode passar por uma complexa dinâmica realizando interações físico-químicas devido ao pH e potencial redox do meio, além de participar em processos biológicos que vão influenciar a sua distribuição e disponibilidade neste ambiente, como por exemplo: processos de metilação e desmetilação, redução, adsorção e dessorção com sedimentos (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

Em águas subterrâneas, o arsênio pode ser encontrado em formas químicas relacionadas com o metabolismo, como o arsenito - As (III) e arseniato - As (V); e em ambientes aquáticos como lagos, lagoas ou mar (onde pode ocorrer biometilação), o arsênio pode ocorrer como íon monometilarsônico - MMA e íon dimetilarsínico - DMA (BARRA *et al.*, 2000).

Segundo a EPA (Environmental Protection Agency), o arsênio inorgânico é causador de câncer em humanos (câncer de pulmão, de pele, de bexiga, rim e fígado). Os efeitos tóxicos de exposições agudas ao arsênio inorgânico por inalação incluem efeitos respiratórios, gastrointestinais e no sistema nervoso central e periférico. Se for por via oral, os efeitos podem ser ainda mais graves, afetando o sistema cardiovascular,

fígado e sangue, podendo ocasionar morte. Exposições crônicas por inalação geram alterações cutâneas, cardiovasculares e neurológicas, e se ocorrer de forma oral (com níveis elevados) ocasiona efeitos gastrointestinais, lesões cutâneas, hiperpigmentação, anemia, neuropatia periférica, danos renais e hepáticos (EPA, 2021).

4.5.1.2 - Cádmio

O cádmio é um elemento químico metálico presente naturalmente na crosta terrestre, cuja abundância varia em torno de 0,1 a 0,5 ppm, geralmente em associação com minérios de chumbo, cobre e zinco (ATSDR, 2012). Por possuir características físico-químicas similares ao zinco, ambos costumam ocorrer juntos na natureza, sendo o cádmio um subproduto da sua mineração; o que acarreta uma maior produção de Cd atrelada a maiores produções de zinco (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

Sua principal fonte natural para a atmosfera é através da atividade vulcânica, que também ocorre em mar profundo, contribuindo com cádmio para os oceanos, além do aporte terrestre (AZEVEDO & CHASIN, 2003). Mas além do vulcanismo, incêndios florestais, erosão de rochas sedimentares e fosfáticas e aerossóis de sal marinho também são fontes naturais de cádmio. As principais fontes antropogênicas de cádmio para o meio ambiente são atividades de mineração e refinamento de metais não-ferrosos, a fabricação e utilização de fertilizantes fosfatados, a incineração de resíduos urbanos, queima de combustíveis fósseis e o consumo, uso e descarte inadequados de produtos com Cd – baterias de níquel-cádmio, ligas de Cd, produtos eletrônicos, estabilizadores de PVC, pigmentos e recobrimento de produtos ferrosos e não-ferrosos. O Cd tem diversas aplicações industriais, sendo utilizado por exemplo, como pigmentos em plásticos, como um anticorrosivo em aço galvanizado, na produção de pilhas e baterias recarregáveis, em reatores nucleares e outros componentes eletrônicos (CETESB, 2022; ATSDR, 2012).

O cádmio chega aos ambientes aquáticos por intemperismo e erosão de solos e rochas, escoamento de fertilizantes na agricultura, deposição atmosférica de fontes naturais e antropogênicas e vazamento de locais contaminados como aterros e esgotos (AZEVEDO & CHASIN, 2003). Nos sistemas aquáticos o cádmio pode apresentar diferentes tipos de mobilidade dependendo das condições locais e da forma em que se encontra. Formas mais solúveis, como determinados sais e complexos de cádmio, vão se mobilizar pela água mais livremente, enquanto as formas não-solúveis, ou adsorvidas ao sedimento, vão ser menos móveis (CETESB, 2022).

A depender de variáveis como pH, salinidade, potencial redox do meio e atividade bacteriana, o Cd pode ser mais ou menos mobilizado dos sedimentos. Quando associado a carbonatos, precipitado como compostos sólidos estáveis ou co-precipitado com óxido de ferro hidratado, o cádmio encontra-se pouco biodisponível e com menor capacidade de remobilização em casos de ressuspensão dos sedimentos ou atividade biológica. Já quando se encontra adsorvido a partículas, o cádmio encontra-se mais móvel, podendo ser facilmente biodisponibilizado no ambiente devido a perturbações ambientais (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

Efeitos tóxicos de contaminação por cádmio incluem irritação pulmonar por inalação, acúmulo de cádmio nos rins resultando em doenças renais e fraqueza óssea (doença de itai-itai). Além disso, demonstrou ser tóxico para o desenvolvimento de animais, podendo gerar malformações. Estudos também indicam que a exposição pode aumentar o risco de câncer de pulmão (em animais e humanos), sendo um metal classificado como provavelmente carcinogênico (EPA, 2000).

4.5.1.3 - Chumbo

O chumbo é um metal de baixa concentração na crosta terrestre e de ocorrência natural, geralmente associado a minérios de zinco, sendo comumente encontrado como sulfeto de chumbo. As fontes naturais de chumbo são vulcanismo, intemperismo geoquímico de rochas ígneas e metamórficas e névoas aquáticas. Atualmente, o chumbo possui importância comercial e é utilizado na indústria química (compostos químicos, tintas e pigmentos), da construção e automotiva como diversos tipos de coberturas, revestimentos, borrachas, ligas e aditivos na gasolina, além da manufatura de baterias (CETESB, 2022).

A contaminação dos corpos hídricos por chumbo provém principalmente dos lançamentos de efluentes industriais, da lixiviação do solo e da precipitação atmosférica, principalmente em regiões próximas de siderúrgicas (CETESB, 2022). Em contato com a água, a depender de variáveis como pH, complexantes e salinidade, o chumbo vai se dividir prontamente entre o sedimento e a coluna d'água. Em ecossistemas aquáticos contaminados, a maior fração de chumbo encontra-se geralmente fortemente ligada aos sedimentos enquanto uma menor parte permanece dissolvida na água. O chumbo tende a ser adsorvido à matéria orgânica e, devido à troca iônica com argila ou óxidos hidratados, pode ser imobilizado. A mobilização do

chumbo de complexos orgânicos para formas biodisponíveis depende do pH do ambiente (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

A contaminação por chumbo é prejudicial especialmente para crianças e mulheres em idade fértil, causando danos ao sistema nervoso central, coma, convulsões e morte. Além disso, não existe concentração segura de Pb para humanos, já que uma vez no sangue, o metal é distribuído para o cérebro, fígado e rins, podendo bioacumular nos ossos e ser liberado durante a gravidez, expondo o feto (WHO, 2024).

4.5.1.4 - Cobre

O cobre é um metal abundante e amplamente distribuído na crosta terrestre, sendo amplamente utilizado em seu estado puro para diversos fins como fabricação de moedas, fios elétricos, encanamentos e tubulações, bem como para a produção de ligas metálicas. Compostos de cobre também são muito utilizados na agricultura, na preservação da madeira, couros e tecidos e como suplemento nutricional. As principais fontes naturais de cobre são a atividade vulcânica, a poeira atmosférica, incêndios florestais naturais, processos biogênicos e névoas aquáticas. Já suas fontes antropogênicas são a mineração, a queima de carvão, fundição de metais e incineração de resíduos urbanos (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

O cobre da matriz mineral é inerte e, portanto, não biodisponível. Porém outras formas químicas podem ser mais biodisponíveis. Em ambientes aquáticos, o comportamento e o destino do cobre, na água e nos sedimentos, podem ser influenciados por fatores como a adsorção a óxidos metálicos hidratados, a complexação por ligantes orgânicos ou inorgânicos, a presença de argila e materiais particulados em suspensão, que vão determinar os tipos de complexos que poderão ser formados bem como sua biodisponibilidade (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

Parte significativa do cobre (particulado) que chega na água irá precipitar, depositar ou ser adsorvido pela matéria orgânica, oxi-hidróxidos de Fe e Mn ou argila, nos sedimentos e coluna d'água. Somado a isso, a dureza e alcalinidade da água influenciam na concentração e biodisponibilidade do cobre, bem como outros fatores como força iônica, pH, potencial redox, carbono e partículas em suspensão, ligantes complexantes e a interação entre a água e os sedimentos (WHO, 1998).

O cobre é um elemento essencial à saúde humana, de animais (absorvido principalmente na alimentação) e das plantas, desempenhando diversas funções no metabolismo destes. Apesar disso, a exposição a concentrações ambientais muito altas

de cobre seja via oral ou inalatória (devido principalmente à proximidade de atividades industriais ou de locais contaminados por vazamentos ou acidentes) pode diminuir a absorção de outros elementos essenciais, como o Zn, além gerar uma série de efeitos tóxicos afetando o sistema gastrointestinal, o trato respiratório e o fígado, podendo inclusive causar inflamação e danos nos tecidos desses sistemas (ATSDR, 2024).

4.5.1.5 - Cromo

O cromo é um elemento cuja forma metálica não é encontrada livremente na crosta terrestre, sendo portanto, obtida a partir do processamento industrial do minério de cromo. No ambiente, fontes naturais de cromo são oriundas do intemperismo de rochas e solos, além de atividades vulcânicas. Por ser um metal muito resistente à corrosão, na indústria, compostos desse metal possuem diversas utilidades como galvanoplastia, fabricação de tintas e pigmentos, conservação e tratamentos de madeira e couro. Fontes antrópicas de cromo para o ambiente incluem emissões por processos industriais como a fabricação de ligas metálicas, refinamento do minério de cromo e outros tratamentos químicos. Além disso, a forma hexavalente do Cr (VI) corresponde a cerca de 40% de suas espécies disponíveis na natureza, sendo emitido principalmente por atividades antrópicas como queima de combustíveis fósseis e de material orgânico, incluindo incêndios florestais e queima de madeira e papel, e além florestas, madeira e papel, além da oxidação industrial do minério de cromo (CETESB, 2022).

Quando na atmosfera na forma particulada, o cromo encontra-se geralmente estável e ao se depositar no solo, pode sofrer redução à sua forma trivalente – Cr (III). Ao chegar em ambientes aquáticos como lagos e rios, a maior parte do cromo irá se depositar nos sedimentos, restando uma pequena quantidade que permanece dissolvido na fase aquática na forma de cromo (VI) ou como complexos solúveis de cromo (III); e uma outra parte do cromo (III) permanece com baixa solubilidade, como partículas em suspensão, e tende a se adsorver a materiais argilosos, matéria orgânica e óxidos de Fe, podendo chegar aos oceanos ou precipitar para os sedimentos. Nesses ambientes aquáticos, os sedimentos são o principal reservatório de cromo. O cromo (VI) solúvel pode persistir nos corpos hídricos, mas eventualmente será reduzido para cromo (III) principalmente em ambientes aquáticos com muita matéria orgânica ou outros agentes redutores (ATSDR, 2012).

As formas trivalente e hexavalente são as capazes de causar toxicidade em humanos. Entretanto, por ser um elemento essencial aos humanos, o cromo (III) possui

diversas funções metabólicas sendo bem menos tóxico que o cromo (VI), e o corpo humano é capaz de desintoxicar parte do cromo (VI) em (III). (EPA, 2000). Altas doses de cromo afetam principalmente o trato respiratório podendo causar falta de ar, tosse, chiado pulmonar, perfurações e ulceração do septo, bronquite, diminuição da função pulmonar e pneumonia. Além disso, o cromo (VI) quando inalado é um agente cancerígeno, sendo associado à ocorrência de câncer de pulmão. Outros efeitos incluem também problemas gastrointestinais, neurológicos, no fígado e nos rins, além de dermatites e ulcerações na pele (EPA, 2012).

4.5.1.6 - Ferro

O ferro é um metal abundantemente distribuído na Terra e compõe aproximadamente 30% da massa total do planeta, sendo o quarto elemento mais abundante da crosta terrestre, depois do oxigênio, do silício e do alumínio. Este elemento possui estados de oxidação que vão do II ao VI e é considerado um metal essencial com diversas funções vitais no corpo humano, de outros animais e no crescimento de plantas. Por ser um metal extremamente abundante e já manipulado a muito tempo pela humanidade, o ferro é amplamente utilizado até os dias de hoje com diversas funcionalidades (tanto o metal em si, como seus compostos: óxidos, carbonatos e sulfetos), como por exemplo na indústria metalúrgica, siderúrgica, fabricação de ímãs, tintas, pigmentos, abrasivos e soldagem de metais (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

Fontes naturais de ferro no ambiente são provenientes do intemperismo e erosão dos depósitos minerais, de meteoritos e de solos, poeiras vulcânicas, incêndios naturais e do escoamento superficial. As emissões antrópicas de ferro para o ambiente podem ser de origem industrial ou urbana, como por exemplo mineração, fundição, soldagem e tratamento de metais, efluentes domésticos e industriais, uso de fertilizantes e escoamento urbano (EPA, 1984).

No ambiente aquoso, é esperado que o ferro esteja majoritariamente em partículas em suspensão e em sedimentos, enquanto uma menor parte de ferro dissolvido pode ocorrer como íons e complexos orgânicos e inorgânicos de Fe (II) e Fe (III), ou na forma de colóides como oxi-hidróxido férrico. Além disso, dependendo do pH e potencial redox do corpo hídrico, o ferro pode sofrer diversos processos químicos como precipitação, especiação, oxi-redução, quelação, adsorção e dessorção, reações fotoquímicas, e dependendo concentração de microrganismos do meio, também podem ocorrer fenômenos de oxidação, redução e precipitação via ação bacteriana (EPA,

1984). A presença de oxigênio também interfere na forma de ocorrência do ferro no meio aquoso, podendo se encontrar como Fe (II) em pH < 3 ou em águas anóxicas, enquanto em condições aeróbicas, pode haver a conversão de íons ferrosos (Fe^{2+}) para íons férricos (Fe^{3+}), formando hidróxidos de ferro insolúveis. Nos sedimentos, o Fe presente geralmente está na forma complexada com substâncias húmicas com capacidade de reduzir íons metálicos, tornando-os mais solúveis e biodisponíveis (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

Apesar de ser um metal essencial para a biota e seres humanos, altas quantidades de ferro, seja pelo consumo inadequado, inalação ou outros tipos de exposição intensa, podem causar toxicidade moderada à grave, podendo ocasionar morte. Alguns dos efeitos tóxicos da contaminação por ferro em humanos são sintomas gastrointestinais (lesões e necrose na mucosa e sintomas da má digestão), hipovolemia (perda de fluidos e sangue), insuficiência renal, acidose metabólica e insuficiência hepática. Outro ponto é que o ferro também pode causar toxicidade a nível celular, podendo prejudicar o metabolismo celular de órgãos como coração, fígado e do sistema nervoso central, além de interromper a fosforilação oxidativa, formar radicais livres e levar à morte celular (YUEN & BECKER, 2023).

4.5.1.7 - Manganês

O manganês é um metal abundante em rochas metamórficas ígneas e sedimentares, e encontra-se bem distribuído pelos compartimentos terrestres (0,1% da crosta terrestre), aquáticos e atmosféricos. Este metal não existe no ambiente na forma elementar, estando presente em minerais, associado ao ferro, ou como material particulado, podendo estar na forma de sulfetos, carbonatos, silicatos ou em compostos oxigenados. Fontes naturais de manganês para o ambiente são a erosão dos solos, das rochas e emissões vulcânicas. Fontes antropogênicas de manganês para o ambiente são provenientes de atividades de mineração, fertilizantes, manufatura de metais e ligas, lançamento de esgotos e resíduos (e incineração), queima de petróleo, carvão e gasolina com MMT (tricarbonil metilciclopentadienil manganês – um composto organometálico considerado tóxico) e emissões industriais (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

A forma química do manganês e o ambiente em que se encontra vão definir sua mobilidade. Em ambientes aquáticos, a maior parte do manganês encontra-se na forma particulada ou depositado nos sedimentos e pode ser oxidado em pH ou Eh elevados. Em sedimentos e solos, o manganês pode ter seu estado de oxidação alterado pela

atividade microbiana. A oxidação biológica transforma o Mn divalente em sua forma trivalente, que em solos com acidez pode ser reduzido novamente a Mn^{2+} , enquanto que em solos alcalinos o Mn^{2+} torna-se praticamente inexistente (ATSDR, 2012).

Para diversos seres vivos, incluindo os seres humanos, o manganês é um micronutriente essencial participando de diversos processos biológicos como a manutenção da estrutura óssea, processos reprodutivos, o bom funcionamento do metabolismo e fisiologia de animais, além de ser importante também para as plantas participando dos processos de respiração. Apesar disso, a forma e intensidade da exposição ao manganês vai determinar a toxicidade deste metal, já que algumas formas químicas de manganês podem apresentar maior toxicidade do que outras. Trabalhadores de setores industriais expostos a altos níveis de manganês podem apresentar distúrbios no sistema nervoso central (pois o manganês pode atravessar a barreira hematoencefálica), e quando grandes quantidades de poeira ou vapor com Mn são inaladas podem ocorrer irritações nos pulmões e pneumonias. Além desses, outros efeitos incluem prejuízos na fertilidade e contaminação do feto em desenvolvimento, pois o Mn pode atravessar a placenta na gravidez (ATSDR, 2012).

4.5.1.8 - Mercúrio

O mercúrio é um metal extremamente volátil, cuja forma elementar é líquida em temperatura ambiente. Embora seja raramente encontrado de forma livre na natureza, este elemento está distribuído em baixas concentrações pela crosta terrestre, e pode ocorrer em diferentes formas (elementar ou associados a outros compostos) que vão determinar seus diferentes níveis de toxicidade – mercúrio metálico, sais inorgânicos ou compostos organometálicos. Fontes naturais de mercúrio para o ambiente são as emissões por atividade vulcânica, o cinábrio (presente nas rochas próximas de locais com atividade vulcânica e de fontes hidrotermais), a desgaseificação da crosta terrestre e a evaporação de corpos aquáticos. Já as fontes antropogênicas de Hg são atividades de mineração, indústrias de cloro-soda, produtos elétricos (baterias, lâmpadas, interruptores, termostatos, entre outros) e tintas à base de mercúrio (AZEVEDO & CHASIN, 2003). Contudo, a utilização do Hg em processos industriais foi proibida em 2017 por tratados internacionais, com o objetivo de diminuir fontes antrópicas deste poluente global (UNITED NATIONS, 2024).

A espécie química de mercúrio vai ditar o seu transporte pelo ambiente. Enquanto o mercúrio elementar em estado vapor pode ser transportado na atmosfera por

longas distâncias, outras espécies poderão se ligar a compostos pesados e serem depositados e sedimentados em diferentes superfícies. Pode-se separar o transporte ambiental de mercúrio em duas partes, sendo uma delas um ciclo global que envolve a circulação atmosférica do mercúrio elementar na forma de vapor, e a outra parte é um ciclo local que ocorre a partir da metilação do mercúrio inorgânico. O equilíbrio da metilação e desmetilação do mercúrio por meio da ação bacteriana vai determinar os níveis ambientais de metilmercúrio – sua forma organometálica de maior preocupação devido à toxicidade, e capaz de bioacumular e biogmagnificar (BOENING, 2000).

No ambiente aquático a distribuição do mercúrio geralmente possui correlação com a quantidade de carbono orgânico, teores de argila, ferro, enxofre e fósforo dos sedimentos. Além disso, o material particulado em suspensão tem a capacidade de adsorver o mercúrio dissolvido em água. Em águas doces e estuarinas, a presença de íons cloreto pode acelerar a liberação de mercúrio dos sedimentos para a coluna d'água. A presença de humatos e fulvatos (complexantes orgânicos solúveis) são capazes de quelar formas solúveis e insolúveis na água, fazendo com que estas sejam precipitadas para os sedimentos (ATSDR, 2024).

O processo de sorção do Hg está relacionado com o teor de matéria orgânica dos sedimentos. Em corpos d'água oxigenados, o material particulado orgânico e inorgânico vai adsorver complexos solúveis de Hg, removendo-os da água por sedimentação, enquanto que sedimentos anaeróbicos, os complexos precipitados de Hg poderão ser transformados em sulfeto de Hg (HgS), que é extremamente insolúvel, impossibilitando este de ser remobilizado para a coluna d'água. Além disso, o Hg inorgânico sorvido ao material particulado não é facilmente dessorvido, dessa forma, os sedimentos são importantes repositores das formas inorgânicas deste elemento (ATSDR, 2024).

O mercúrio é considerado uma das 10 substâncias de maior preocupação para a saúde pública pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2020). Efeitos tóxicos do mercúrio metálico quando inalado na forma de vapor incluem tremores, dores de cabeça, alterações neuromusculares e do humor, bem como perturbações dos sentidos; e quando a exposição for a altas concentrações pode ocasionar efeitos renais, insuficiência respiratória e morte. Já a exposição ao metilmercúrio pode levar ao desenvolvimento da Doença de Minamata, que inclui sintomas como perda da visão periférica, fraqueza muscular, movimentos descoordenados, além de ser teratogênico (afetando negativamente o cérebro e o sistema nervoso do feto na gestação). Além disso, uma alta exposição ao mercúrio inorgânico pode ocasionar danos no sistema

gastrointestinal, sistema nervoso, erupções cutâneas, dermatites, perda de memória, distúrbios mentais, fraqueza muscular além de ser nefrotóxico (EPA, 2024).

4.5.1.9 - Zinco

O zinco é um dos metais mais comuns da crosta terrestre estando amplamente distribuído, juntamente de seus compostos, nas águas, solo, atmosfera, rochas, minerais e sedimentos carbonáticos. Fontes naturais de emissão de zinco e seus compostos são a erosão de solos, atividades vulcânicas, incêndios naturais e spray marinho. O zinco é um metal de grande importância comercial sendo amplamente utilizado na indústria automobilística, na construção civil, na produção de eletrodomésticos, borrachas, tintas e cerâmicas. Atividades antropogênicas que resultam na liberação de zinco para o ambiente são a queima de carvão, incineração de resíduos, produção de ligas metálicas, lançamento de esgoto doméstico e industrial, atividades de mineração e purificação de zinco, chumbo e cádmio (ATSDR, 2005).

Em ambientes como rios e lagos, a maior parte do zinco tende a se depositar no sedimento (por adsorção ao Fe, óxidos de Mn, argila e materiais orgânicos), e essa remoção do Zn da água vai depender da concentração de Zn e desses ligantes e complexantes no meio, além do pH, do potencial redox, da salinidade e da capacidade de troca catiônica. Apenas uma menor quantidade do zinco poderá ficar dissolvida na água ou como material em suspensão. Com o aumento da acidez da água pode haver um aumento de Zn dissolvido no meio aquoso, aumentando sua biodisponibilidade e geralmente permanecendo como íon livre. Nessa forma iônica livre, em águas não contaminadas, o zinco pode ser adsorvido ao material em suspensão e ser transportado por este. Porém, em ambientes aquáticos muito poluídos com condições redutoras, pode haver a precipitação inclusive dos compostos de zinco solúveis, onde devido à alta concentração deste metal, vai ocorrer a remoção do Zn da água por meio da precipitação dos hidróxidos, principalmente em pH maior que 8,0. Além disso, a desorção do Zn dos sedimentos pode ocorrer em função de um aumento da salinidade, pois os íons de zinco tendem a ser adsorvidos pelos cátions abundantes em águas salobras e salinas (AZEVEDO & CHASIN, 2003; ATSDR, 2005).

Apesar de ser um metal essencial e absorvido normalmente pela alimentação, tanto a ausência como a alta exposição ao Zn pode ser danosa. Efeitos adversos do consumo excessivo de zinco são efeitos hematológicos (anemia e neutropenia), diminuição do colesterol HDL, imunotoxicidade, efeitos gastrointestinais e no pâncreas

e diminuição da atividade da metaloenzima do cobre, podendo induzir uma deficiência de cobre. Efeitos tóxicos da exposição inalatória ao zinco são calafrios, febre, suor abundante, dor de cabeça, fraqueza, desconforto pulmonar e gástrico, gosto metálico na boca, secura e irritação da garganta; sintomas conhecidos como “febre do vapor/fumo metálico” (EPA, 2005).

4.6 - Contaminantes Emergentes

Contaminantes emergentes (CE) podem ser definidos como substâncias ou compostos químicos – sintéticos ou naturais, ou ainda microrganismos – que não sejam comumente monitorados, mas que são capazes de adentrar no ambiente e agir como uma ameaça, causando risco potencial ou real à saúde humana ou ambiental (SMITAL, 2008). Esses contaminantes abrangem um grupo bastante diversificado de compostos, que devido ao grande potencial de causar riscos aos ecossistemas aquáticos e à saúde humana, se tornaram uma grande preocupação global. São considerados contaminantes emergentes fármacos e produtos de higiene pessoal, substâncias perfluoroalquiladas e polifluoroalquiladas (PFAS), retardantes de chama, surfactantes e os microplásticos (PEQUENO *et al.*, 2021), mas além desses, outros autores também consideram outros orgânicos sintéticos e elementos terras raras como contaminantes emergentes (GWENZI, 2022).

Tratando-se dos microplásticos, esses contaminantes ainda não são regulamentados na legislação, não sendo monitorados nos programas de monitoramento de rotina, sendo necessários estudos ecotoxicológicos, para avaliação da capacidade de bioacumulação e seus efeitos, além de avaliações da concentração, do transporte e do destino destes no meio ambiente (MONTAGNER *et al.* 2017).

4.6.1 - Microplásticos

Apesar de não existir uma definição científica consensual, microplásticos (MPs) são geralmente determinados como partículas plásticas de tamanho entre 5 mm e 1 µm (FRIAS e NASH, 2019; MONTAGNER *et al.* 2021; ZHANG *et al.*, 2020; KUTRALAM-MUNIASAMY *et al.*, 2023), podendo possuir diferentes composições químicas, densidades e formatos. Alguns autores definem os limites inferiores de tamanho do microplástico variando de 1 a 20 µm (VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2015; DEWITTE *et al.*, 2014), enquanto o limite de tamanho superior geralmente varia de 500 µm até 1 mm ou 5 mm (DESFORGES *et al.*, 2014; DEKIFF *et al.*, 2014).

Partículas abaixo de 1 μm se classificam em outra categoria, os nanoplásticos (WHO, 2019).

Os microplásticos (Figura 6) podem ser classificados em duas categorias de acordo com sua origem: primários ou secundários (COLE *et al.* 2011). Os microplásticos primários são aqueles já produzidos em dimensões inferiores a 5 mm, com a finalidade de serem utilizados diretamente com esse tamanho ou como matéria-prima para confecção de outros produtos, como pellets pré-fabricados, o uso de microesferas em cosméticos esfoliantes, abrasivos industriais, processos de rotomoldagem, tecnologias de jateamento de ar (GREGORY, 1996), entre outros usos industriais e em produtos para consumo (NOAA, 2009). Os microplásticos secundários correspondem àqueles pequenos fragmentos formados a partir da decomposição de resíduos plásticos maiores. As características da composição do plástico e o tempo de exposição aos fatores ambientais (químicos, físicos e biológicos) vão determinar a velocidade do processo de degradação do plástico nessas partículas menores que 5 mm (BROWNE *et al.* 2007). Segundo dados do Parlamento Europeu de 2018, as principais fontes de microplástico secundário são sacos plásticos, garrafas e redes de pesca. Além disso, estima-se que essas fontes são responsáveis por liberar entre 69% e 81% de microplásticos no oceano.

O processo de fragmentação e degradação dos plásticos em microplásticos têm como resultado perdas na massa molar dos polímeros degradados. O formato e a diferença de densidade dos microplásticos são fatores determinantes que comandam a sua dispersão na coluna d'água (MONTAGNER *et al.* 2021). A desintegração desses plásticos em partículas menores que 5 mm é dependente da produção de espécies reativas, como os radicais livres, que vão desencadear a degradação acarretando na quebra de suas ligações covalentes. Para que esse processo tenha início, é necessário que seja fornecida a energia de ativação necessária para a quebra das ligações químicas, seja por fotodegradação ou degradação física, química ou biológica.

Essa quebra se inicia a nível molecular, e pode ocorrer na cadeia principal ou na cadeia lateral dos polímeros do material plástico, sendo mais facilmente iniciada nas cadeias laterais de polímeros ramificados do que nos polímeros lineares. Isso se dá pois, nas ramificações, há a existência de átomos de carbono terciário, que necessitam de menos energia que carbonos secundários para romperem sua ligação C-H, sendo portanto, degradados com mais facilidade (CECCARINI *et al.* 2018). Esses processos de degradação geram diferentes tipos de MPs como fragmentos, filmes e fibras.

A



B



C



D



E



F



Figura 6: Microplásticos coletados nos sedimentos superficiais da Lagoa de Maricá. A = fibra vermelha; B = fibras vermelha e amarela; C = fragmento amarelo; D = fibra branca E = emaranhado colorido; F = fibra transparente.

Essas pequenas partículas plásticas encontram-se espalhadas pela superfície dos oceanos e ao longo da coluna d'água, estando presentes inclusive nos sedimentos superficiais de profundezas abissais (AUTA *et al.* 2017; VAN CAUWENBERGHE *et al.* 2013). Seu tamanho diminuto e as diferentes densidades desses fragmentos facilitam sua disseminação pelos oceanos, fazendo com que sejam facilmente incorporados pelos organismos marinhos, geralmente pela alimentação, podendo causar diversos efeitos na saúde desses indivíduos (CHATTERJEE & SHARMA, 2019), consequentemente, afetando a saúde humana.

A presença desses contaminantes já foi reportada em diversos animais aquáticos. Organismos vertebrados como peixes bentônicos (DE SÁ *et al.* 2015) e pelágicos (RUMMEL *et al.* 2016) acabam por consumir microplásticos de forma direta (ao confundirem essas partículas com alimentos e presas) ou indireta (ao predarem outros organismos contaminados por plástico). Microplásticos menos densos, que flutuam pela coluna d'água, geralmente têm mais contato com organismos pelágicos, como o fito e o zooplâncton (LONG *et al.* 2015; DESFORGES *et al.* 2015). Já as partículas plásticas que ficam afundadas por possuírem densidade maior que a da água, tem mais chances de serem ingeridas por invertebrados bentônicos como anfípodas, poliquetas, oligoquetas tubifex, moluscos e equinodermos (DE SÁ *et al.* 2018). As diferentes densidades dos diversos polímeros que compõem os plásticos, proporcionam a este contaminante, a capacidade de se dispersar e alcançar os mais diversos ecossistemas e níveis tróficos, oferecendo uma ameaça a estes.

Por ser um contaminante ubíquo e que tem como principal sumidouro os ambientes aquáticos (onde tendem a se acumular), a ingestão de microplásticos pelos organismos aquáticos é um risco real, e portanto, pode causar diversos efeitos como obstrução do trato digestivo de animais, contaminação por químicos tóxicos, diminuição na taxa de fertilidade e mortes (GARCÉS-ORDÓÑEZ *et al.*, 2022). Segundo Miller *et al.*, (2020), a frequência dos estudos relatando a ingestão/absorção de MPs por diversos organismos marinhos (de todos os níveis tróficos, coletados em seu ambiente natural) deu origem a uma série de trabalhos encontrados na literatura, nos quais fenômenos de bioacumulação e biomagnificação de MPs – e dos aditivos químicos a eles associados – são apontados como riscos associados a ingestão destas pequenas partículas. Entretanto,

as evidências publicadas nos estudos sobre transferência trófica e biomagnificação de microplásticos e seus aditivos nas teias alimentares de ambientes marinhos são limitadas. A revisão em questão investigou se as publicações sobre o assunto sustentavam a premissa de que os microplásticos (MPs) e seus aditivos químicos são capazes de bioacumular e biomagnificar ao longo de uma cadeia alimentar marinha geral (in situ e em laboratório). Como resultado, o estudo apontou que a bioacumulação de MPs ocorre em diversas espécies (dentro de todos os níveis tróficos) e a bioacumulação dos aditivos também é documentada, porém a identificação dos possíveis caminhos de exposição (se via ingestão ou ambiente circundante) ainda é incerta. Apesar da transferência trófica de MPs ter sido relatada em estudos laboratoriais, a ocorrência de biomagnificação não foi sustentada pelos dados de campo, e a biomagnificação in situ dos aditivos químicos pela ingestão de MPs ainda é inconclusiva pela carência de estudos.

Trabalhos na literatura indicam que os MPs podem atuar como agentes de transporte de diversos poluentes químicos tóxicos, por serem capazes de adsorvê-los em sua superfície – bisfenol A, POPs, PCBs, HPAs, DDT, DDD, DDE além também de metais e agentes patogênicos – (MATO *et al.* 2001; COLE *et al.*, 2011; BRENNECKE *et al.* 2016; LAI *et al.* 2022) elevando a preocupação acerca dos riscos que estes poluentes podem oferecer à saúde humana e ambiental.

Estudos recentes revelam que o consumo e exposição de MPs podem ameaçar a fertilidade masculina, causar distúrbios/desregulação endócrina, mudanças comportamentais e danos ao DNA (ANBUMANI & KAKKAR, 2018; D'ANGELO & MECCARIELLO, 2021; CHEN *et al.* 2019). Outros estudos também indicam que a acumulação e longa exposição aos MPs pode causar danos ao DNA, entretanto, para entender esses mecanismos moleculares, mais estudos são necessários (XUAN *et al.* 2023).

Conhecer os tipos de polímeros mais abundantes que compõem a matéria plástica que contaminam os diversos ambientes é de grande importância, pois, conhecendo a composição química dos contaminantes, e suas propriedades de ligação a outros poluentes e patógenos, é possível prever e compreender melhor os possíveis efeitos tóxicos que podem ser/estão sendo causados nos ecossistemas (LENZ *et al.* 2015).

Métodos mais rápidos e econômicos de se identificar microplásticos consistem em análises visuais (podendo ser feitas através de estereoscopia, por exemplo), com

classificação dos MPs de acordo com o formato, a cor ou a densidade específica. Essas características podem ser eficazes para identificar a composição polimérica de microplásticos primários, como é o caso dos pellets virgens, que por serem geralmente matéria-prima para fabricação de outros plásticos, possuem formatos regulares, colorações específicas e densidade conhecida para cada polímero, sendo de fácil identificação visual. Entretanto, essas características (cor, formato e densidade) podem acabar sendo muito superficiais e pouco eficazes quando o objetivo é identificar microplásticos muito pequenos de origem indefinida ou de formato irregular (formatos irregulares em microplásticos podem indicar fragmentação — seja por fotodegradação ou degradação física, química, biológica ou por erosão). Sendo assim, conforme um microplástico diminui de tamanho, mais difícil é caracterizá-lo efetivamente como um microplástico e identificar corretamente sua composição polimérica (HIDALGO-RUZ *et al.* 2012; SHIBER, 1987; MORÉT-FERGUSON *et al.* 2010).

Técnicas de caracterização polimérica são capazes de determinar se o material em questão é um plástico, bem como identificar o polímero majoritário de sua composição. A identificação através da análise visual (com microscópio ou a olho nu) é um método muito comum e utilizado, porém sem a confirmação por meio de análise polimérica, deve-se ter em mente que, ao identificar um material como plástico, falsos positivos e negativos estão sujeitos a ocorrer. No entanto, geralmente um alto número de partículas são encontradas nas amostras para verificação de microplástico; sendo assim, fatores como o tempo de análise e a viabilidade da técnica para determinados tamanhos de partículas, devem ser levados em consideração para a decisão de se utilizar ou não técnicas de caracterização/confirmação polimérica em todas as partículas contabilizadas (MONTAGNER *et al.*, 2021).

Dentre os métodos de caracterização polimérica, a técnica FTIR (espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier) é indicada para identificar microplásticos maiores que 500 μm . Técnicas de espectroscopia no infravermelho são umas das mais utilizadas para determinar a identidade de polímeros, sendo capazes de analisar diversos tamanhos a depender da aplicação e instrumentação utilizada (MONTAGNER *et al.*, 2021). Esse método analítico instrumental é uma técnica vibracional e não-destrutiva, que consiste em incidir um feixe de fótons na faixa do infravermelho (780 nm à 1 mm) sobre determinada amostra contendo polímeros e medir (em um interferômetro) a transmitância ou reflectância da interação dessa radiação eletromagnética com os polímeros. As partículas de fótons (especificamente nessa região do infravermelho)

geram vibrações nas moléculas ao serem absorvidos. A transformada de Fourier é utilizada para gerar o espectro de absorção característico de cada material — a partir da associação de cada sinal a um determinado número de onda, possibilitando assim, identificar ou caracterizar a composição química do plástico (LACAQUE, 2024; GPMA, 2023; MONTAGNER *et al.*, 2021).

Outra técnica para identificar fragmentos microplásticos e caracterizar sua composição química é a espectroscopia Raman, bastante eficaz e confiável. A espectroscopia Raman também é do tipo vibracional, e fornece a informação química e estrutural dos materiais. Essa técnica é capaz de identificar o arranjo geométrico das ligações dos átomos das moléculas (indicando a estrutura cristalina do polímero ou outro material) e de identificar os compostos presentes nos pigmentos. Além disso, também é capaz de determinar a natureza orgânica ou inorgânica de um composto, possibilitando assim, através de todas essas características, identificar a impressão digital de cada material (LACAPC, 2024).

Os plásticos mais comumente presentes e detectados no ambiente são em sua maioria os polímeros termoplásticos como: (1) polietileno (PE; chamado de PEBD, quando de baixa densidade e PEAD quando de alta densidade); (2) polipropileno (PP); (3) poliestireno (PS) - estes geralmente usados em produtos cosméticos e medicamentos nas formas de microesferas ou glitter; (4) a poliamida (PA) - também conhecida como Nylon, muito utilizada em tecidos e redes de pesca; (5) o poliuretano (PUR), polímero muito utilizado pela indústria; (6) o politereftalato de etileno (PET), comumente utilizado em bebidas; e (7) o policloreto de vinila (PVC), utilizado em encanamentos (HORTON *et al.* 2017b).

Mundialmente, os grupos poliméricos (exceto fibras) mais produzidos — correspondendo a 92% dos plásticos já fabricados — são: PE, PP, PVC, PET, PUR e PS (GEYER *et al.* 2017). Já no Brasil, estudos recentes (MONTAGNER *et al.* 2021) informam que nosso país carece de dados sobre a identidade polimérica mais abundante em nosso território, tornando-se necessário o estudo acerca destes contaminantes emergentes com foco na identificação e quantificação dos microplásticos presentes nos diversos ecossistemas, tendo em vista os riscos ambientais e à saúde humana potencialmente associados à exposição, acumulação, e talvez, biomagnificação de seus aditivos associados.

A contaminação por microplásticos tem sido frequentemente apontada nos estudos em ambientes lagunares do Brasil e do mundo, seja nas águas, nos sedimentos

ou nos organismos (SILVA & SOUZA, 2021; GARCÉS-ORDÓÑEZ *et al.*, 2022; NEVES *et al.*, 2023; CASTRO *et al.*, 2024; VIANELLO *et al.*, 2013; CHICO-ORTIZ *et al.*, 2020; CORRÊA, 2020). Na região da lagoa de Maricá, o estudo de Corrêa (2022) relatou, em seu trabalho nas lagoas de Maricá e Guarapina, a presença de 5.339 partículas de microplásticos (fragmentos, fibras e filmes), representando uma média de 165,9 MPs kg⁻¹ nos sedimentos de margem e 68,7 MPs kg⁻¹ nos sedimentos de fundo. A escassez de estudos sobre microplásticos nas lagoas costeiras da região do sistema lagunar Maricá-Guarapina (sejam de quantificação, distribuição ou qualificação), evidenciam a necessidade de monitoramento quanto a esse tipo de poluente no ecossistema, visto que esse ambiente possui importância econômica, cultural e ambiental para esta região em constante crescimento urbano.

4.7 - Índices de Qualidade de Sedimentos

Com o objetivo de avaliar a qualidade dos ecossistemas e auxiliar na gestão ambiental, alguns métodos internacionais que agregam diversos fatores podem ser aplicados aos estudos ambientais. A utilização de métodos que averiguam a qualidade ambiental a partir de sedimentos são vantajosas por diversos motivos. Os sedimentos são simples e baratos de coletar em campo, possuem estabilidade temporal e espacial, além do fato de que geralmente concentram mais poluentes que as águas em si, gerando dados com maior qualidade para a avaliação da contaminação (HÅKANSON, 1980).

Além desses, existem diversos outros métodos reconhecidos e amplamente utilizados para avaliação de metais nos sedimentos, como o Método do Índice de Geoacumulação (IGEO), o Fator de Enriquecimento do Sedimento (SEF), o Método do Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP), entre outros. Os diferentes métodos possuem aplicabilidades específicas, e por isso, as características locais e a viabilidade dos métodos devem ser consideradas para a avaliação da contaminação ambiental (GUO *et al.*, 2010).

4.7.1 - Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP)

O Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP) foi um modelo de índice de risco ecológico proposto pelo cientista sueco Håkanson, em 1980, testado em 15 lagos suecos com condições variadas, como uma abordagem a ser utilizada no controle da poluição ambiental em ambientes aquáticos lênticos. Este índice integra informações sobre o funcionamento do meio e tem o objetivo de fornecer um valor quantitativo rápido e

simples sobre o risco ecológico potencial de um determinado lago ou sistema de água doce sob possíveis condições de contaminação, através da análise de sedimentos. Este índice tem sido amplamente utilizado (FIORI *et al.*, 2013; GUO *et al.*, 2010; CARVALHEIRA, 2012; FONSECA, 2002) e possui grande influência internacional, sendo uma das abordagens aplicadas para avaliação de danos causados por metais em sedimentos (HÅKANSON, 1980).

É uma ferramenta que pode ser utilizada no diagnóstico, controle e mitigação da poluição destes ecossistemas (FIORI *et al.*, 2013; CASTILHOS *et al.*, 2005). O IREP considera o enriquecimento por nutrientes (trofia) no meio, pois este parâmetro influencia na biodisponibilidade dos contaminantes (FIORI *et al.*, 2013).

A hipótese de Håkanson é que um índice potencial de risco ecológico (o valor de IREP) para substâncias tóxicas em sedimentos de sistemas lênticos (de água doce) deve levar em conta os seguintes quatro requisitos:

- I. **O requisito da concentração:** no qual o valor de IREP deve aumentar junto com o nível de contaminação dos sedimentos – a partir da comparação de valores pré-industriais e valores recentes de sedimentos superficiais.
- II. **O requisito de número:** no qual os sedimentos de corpos hídricos contaminados por várias substâncias devem possuir um valor de IREP mais alto.
- III. **O requisito do fator de toxicidade:** em que um índice deve levar em consideração que algumas substâncias são mais tóxicas que outras, e portanto, o valor de IREP deve diferenciar substâncias levemente, moderadamente e altamente tóxicas.
- IV. **O requisito de sensibilidade:** que considera que diferentes ecossistemas hídricos (com condições ambientais diferentes) possuem diferentes sensibilidades a substâncias tóxicas.

Segundo Håkanson (1980), um índice que atenda a pelo menos os dois primeiros requisitos de forma satisfatória pode ser considerado uma boa abordagem para descrever o estado de contaminação de um corpo hídrico lêntico. Para compreender o que o IREP considera em suas premissas é preciso entender um pouco mais sobre as partes que o compõem — o Fator de Contaminação e o Fator de Resposta Tóxica.

A) Fator de Contaminação (FC): para começar o cálculo do IREP é preciso determinar as concentrações dos metais tóxicos na camada de sedimento superficial e

buscar valores de concentrações pré-industriais (ou do folhelho médio) de metais nos sedimentos, que serão utilizadas como um background. Com a divisão destes dois dados podemos calcular o fator de contaminação para cada metal, cujo somatório corresponde ao Grau de Contaminação (GC) do ambiente.

B) Fator de Resposta Tóxica (FRT): é o segundo passo para o cálculo do IREP e é estimado através da divisão do fator de toxicidade do Sedimento (FTS) pelo fator de sensibilidade do sistema (FS), onde:

- **Fator de Toxicidade do Sedimento (FTS):** é correspondente a um valor numérico definido que foi atribuído a cada um dos metais de maior importância em estudos de ecossistemas aquáticos (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb e Zn), tendo em consideração que cada metal possui diferentes níveis de toxicidade. Os valores de FTS estipulados por Håkanson (1980) derivam de três princípios: princípio da abundância, princípio da deposição e princípio do dimensionamento.
- **Fator de Sensibilidade do Sistema (FSS):** representam fatores que influenciam a toxicidade dos metais no ambiente aquático (como salinidade, pH, Eh, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, clorofila e tipo de fauna de fundo), levando em consideração que diferentes ecossistemas demonstram diferentes vulnerabilidades em relação aos contaminantes. Este fator é estimado pelo “número de bioprodutividade” (NBP) do sistema. O NBP é um valor numérico com base em parâmetros do sedimento que indicam o estado trófico do meio.

Calculadas essas partes, o terceiro passo para chegar ao IREP é o cálculo do Risco Ecológico Potencial (REP) para cada metal, que consiste no produto do Fator de Resposta Tóxica (FRT) pelo Fator de Contaminação (FC). O somatório dos REP obtidos para cada metal é o IREP.

4.7.2 - Índice de Geoacumulação (IGeo)

Outro índice para avaliação ambiental de sedimentos é o IGeo (Índice de Geo-acumulação), proposto por Müller (1979). Trata-se de um índice de escala logarítmica que relaciona a concentração do metal encontrada no sedimento com a concentração existente no folhelho médio, ou então com um background da geoquímica local encontrada (MÜLLER, 1979). Como os metais e seus complexos encontram-se bem distribuídos pela natureza, para distinguir os níveis naturais destes elementos de

uma concentração incrementada por atividades antrópicas é necessário considerar um “*background*” local.

O IGeo mostra o incremento do metal comparado ao background e classifica-o quanto à intensidade da poluição, permitindo estimar o nível de contaminação dos sedimentos por atividade antrópica, pois compara as concentrações atuais do local com valores de referência naturais. É um método amplamente utilizado (CÉSAR, 2014; MONTE, 2017; GUO *et al.*, 2015; LUIZ-SILVA *et al.*, 2002) em estudos sedimentológicos de contaminação, fornecendo dados comparáveis (CÉSAR, 2014).

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 - Área de Estudo

5.1.1 - Sistema Lagunar Maricá-Guarapina

O Sistema Lagunar Maricá-Guarapina (SLMG) é composto principalmente pelas Lagoas de Maricá, da Barra, do Padre e Guarapina (Figura 7), abrangendo um espelho d'água com área total de mais de 34 km². Encontra-se inserido na Região Hidrográfica V (RH-V) da Baía de Guanabara, compondo uma de suas seis sub-regiões hidrográficas (Subcomitê Maricá-Guarapina). Esta sub-região é composta por 3 bacias principais, de oeste a leste: a do rio Vigário, rio Ubatiba e rio Caranguejo (SUBCOMITÊ MARICÁ-GUARAPINA, 2024; BAÍAS DO BRASIL, 2019). O clima da região é tipicamente tropical úmido (AZEVEDO et al., 1984).

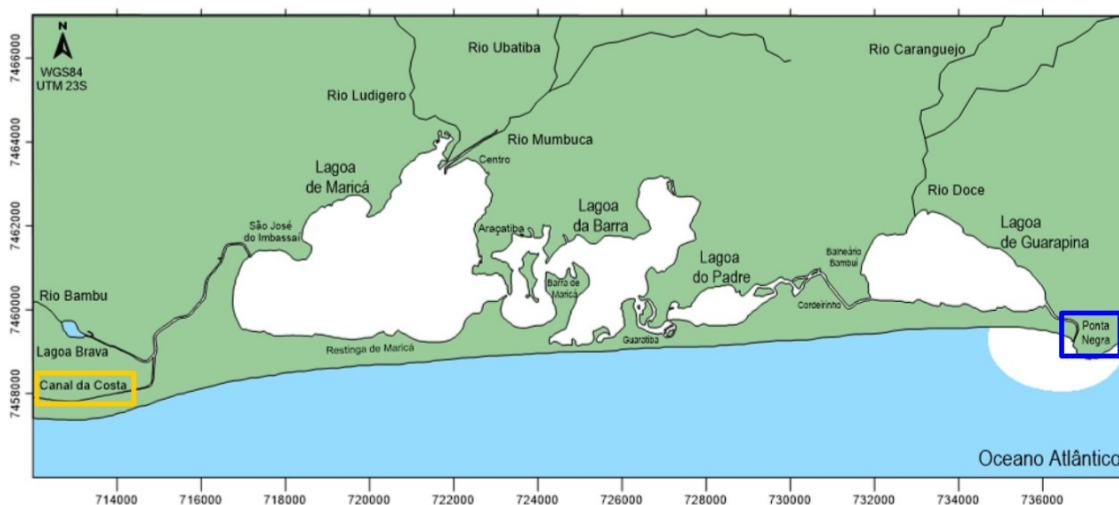


Figura 7: Sistema Lagunar Maricá-Guarapina. Destacado em amarelo o Canal da Costa e em azul o Canal de Ponta Negra, imagem adaptada (BAÍAS DO BRASIL, 2019).

As lagoas são conectadas formando um sistema único, ligado ao oceano permanentemente, desde 1951, através do Canal de Ponta Negra (Figura 7, destaque azul). A abertura deste canal teve como objetivo amenizar inundações, diminuindo o nível da água do sistema lagunar, mudando o antigo regime de enchentes da lagoa para um regime de marés (OLIVEIRA *et al.*, 1955). Partindo da lagoa de Maricá em direção à praia Itaipuaçu, com 15 km de extensão, há o Canal da Costa e o Canal de São Bento

— conectados entre si e com o oceano (Figura 7, destaque amarelo) — que funcionam como via de drenagem de áreas alagadiças dessa planície costeira (Cruz, 2010; Silvestre *et al.*, 2017; SEMADS, 2001). Periodicamente ocorre também a abertura de outro canal artificial ligando a lagoa da Barra à praia com o objetivo de abaixar o nível das lagoas após fortes chuvas, e este fecha-se naturalmente com a deposição de sedimentos vindos do mar, devido à alta energia das ondas neste local (CORRÊA, 2022).

Na região ao sul do complexo lagunar de Maricá está localizada a Área de Proteção Ambiental Estadual de Maricá criada pelo Decreto Estadual nº 7.230, de 23 de abril de 1984. Por ser uma APA (Área de Proteção Ambiental), a região encontra-se conservada e possui relevância significativa para pesquisas de vários campos distintos do conhecimento (HOLZER *et al.*, 2004; DINIZ *et al.*, 2015).

5.1.2 - Lagoa de Maricá

Dentre as lagoas do complexo lagunar, a Lagoa de Maricá (Figura 8) é a maior e mais interna, possuindo em sua distância mais larga cerca de 6,3 km por 4,5 km de extensão, compreendendo um espelho d'água com área de mais de 18 km², com profundidade máxima de 2 metros, abrangendo uma área de 330 km² de bacia hidrográfica (SUBCOMITÊ MARICÁ-GUARAPINA, 2024; KNOPPERS & KJERFVE, 1999; SEMADS, 2001).



Figura 8: Lagoa de Maricá, vista de cima. Figura adaptada (MARICÁ INFO, 2021).

Por não possuir conexão direta com o oceano, a lagoa apresenta baixa circulação e renovação de água, sendo naturalmente sujeita à eutrofização devido ao potencial de acumulação de matéria orgânica e inorgânica (FERNANDES *et al.*, 1989; BATISTA, 2018). Ela recebe aportes de água doce, sedimentos, matéria orgânica, nutrientes e efluentes (domésticos, industriais e agrícolas) principalmente oriundos do rio Mumbuca, do canal de São Bento (POLLERY, 1995; Batista, 2018) e outros pequenos córregos - Buriche, Cancio, Cunha, Imbassai e Itapeba. Esses fatores fazem com que a lagoa apresente a menor salinidade do complexo (de 3-18‰), variando com pluviosidade (GUERRA *et al.*, 2011; LACERDA e GONÇALVES, 2001; SILVESTRE *et al.*, 2017).

A maioria dos sedimentos que compõem o fundo da Lagoa são de origem terrígena, sendo compostos predominantemente e respectivamente por quartzo, feldspato, micas e minerais pesados, que chegam à lagoa pelo intemperismo e erosão das rochas. Além destes, a laguna possui também sedimentos biogênicos, formados de carbonatos a partir das conchas e fragmentos de conchas de organismos (moluscos principalmente), e restos de esqueletos de peixes, estando presentes por todo o fundo lagunar e nos sedimentos marginais (SILVESTRE, 2018).

A dinâmica desses sedimentos é fortemente influenciada pelos ventos (vindos do Sul, Sudeste e Sudoeste) que geralmente ocorrem durante a tarde, e quando intensos, podem ocasionar ondas maiores que 1 metro, capazes de mobilizar os sedimentos marginais e de fundo, além também de deslocar areias da barreira arenosa para a laguna (OLIVERIA *et al* 1955; SILVESTRE, 2018). Mudanças verticais e horizontais do nível da água podem ocorrer devido à precipitação e vazão dos rios, influenciando também na remobilização dos sedimentos de fundo e das margens (KNOPPERS e MOREIRA, 1988). Estudos de MARQUES JR. *et al* (1995), registraram taxas de acumulação de 0,4 cm ano⁻¹ na porção central da lagoa de Maricá por meio de análises de isótopos de ²¹⁰Pb.

5.2 - Amostragem

A campanha para a amostragem dos sedimentos superficiais foi feita em parceria com a empresa D2L Consultoria Ambiental, juntamente com o responsável oceanógrafo e biólogo Dr. Daniel Loureiro, no dia 19 de novembro de 2022 na Lagoa de Maricá. Os sedimentos superficiais foram coletados em 12 pontos (Figura 9), com auxílio de um busca fundo tipo van Veen (520 cm²), ao longo da Lagoa de Maricá. Uma alíquota do sedimento coletado foi armazenada em pote de plástico com tampa (para caracterização dos sedimentos e determinação de metais) e a outra alíquota em marmita de alumínio

(para a quantificação de microplásticos). Ambas as alíquotas foram refrigeradas até a chegada em laboratório, onde foram congeladas até análise. Cada um dos 12 pontos de coleta foi escolhido estrategicamente, varrendo por completo o espelho d’água da laguna e abrangendo áreas próximas a desembocaduras de rios e córregos, do aeroporto municipal, de aglomerações urbanas locais e da APA de Maricá (tabela 1).



Figura 9: Pontos de coleta de sedimento superficial na Lagoa de Maricá, Maricá-RJ.
 Fonte: Google Earth.

Tabela 1: Características geográficas dos pontos de coleta na Lagoa de Maricá.

Ponto Amostral	Características da localização amostral
Ponto 01 (P 01)	Próximo à saída de um córrego, ao norte do Rio Mumbuca e ponto mais próximo de bairro populoso.
Ponto 02 (P 02)	Desembocadura do Rio Mumbuca e ao lado Aeroporto.
Ponto 03 (P 03)	Ponto de estreitamento e conexão com a lagoa adjacente, próximo da ponte com a avenida.
Pontos 04, 05, 06 e 07	Porções centrais da Lagoa de Maricá.
Ponto 08 (P 08)	Região próxima ao canal do bairro Imbassaí (região urbanizada) – porção central.
Pontos 09, 10 e 11	Transecto de oeste à leste percorrendo a região da APA Estadual de Maricá – sendo P9 e P10 mais centrais.
Ponto 12 (P 12)	Região à direita do acesso norte da APA de Maricá e ao sul do canal da Costa.

A pluviosidade de Maricá durante um mês antes da coleta está disposta abaixo (Gráfico 2). A estação de Sampaio Correia (Saquarema, RJ) foi a estação mais próxima da área de estudo com dados disponíveis de precipitação diária para a data da coleta.

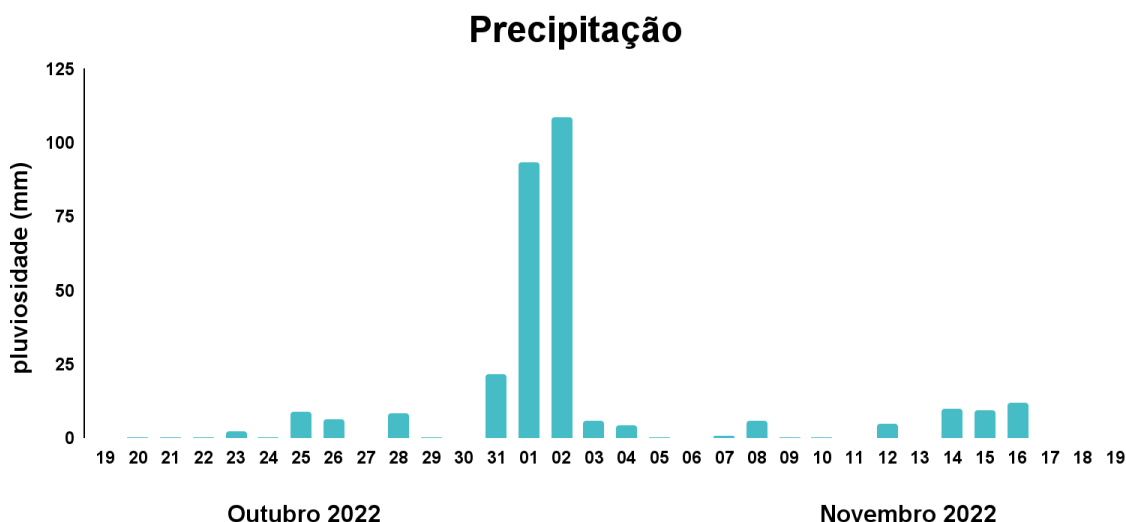


Gráfico 2: Pluviosidade medida na estação mais próxima relacionada a região dos lagos (Sampaio Correia - Saquarema) 30 dias anteriores à coleta (19/10/2022 à 19/11/2022).

5.3 - Tratamento e análise das amostras

5.3.1 - Parâmetros físico-químicos da água

Os parâmetros físico-químicos da água são importantes variáveis a serem consideradas, pois podem indicar a qualidade do corpo hídrico, demonstrando uma possível contaminação (EGLER, 2012). Sendo assim, para cada ponto de amostragem deste estudo (Tabela 1), os parâmetros físico-químicos da água superficial foram medidos diretamente na água por meio de sonda multiparâmetros Hanna modelo HI98494. Foram coletadas informações sobre a profundidade local, temperatura, pH, salinidade, concentração oxigênio dissolvido (mg/L), teor de oxigênio dissolvido (%) e sólidos totais dissolvidos.

5.3.2 - Caracterização dos sedimentos superficiais

Para a caracterização dos sedimentos, foram realizadas as seguintes análises: granulometria, teor de matéria orgânica, determinação de ferro, manganês e fósforo total e inorgânico.

5.3.2.1 - Granulometria

A granulometria foi realizada em parceria com a Unidade Multiusuário (UMA-UFRJ), a partir de granulômetro a laser (Malvern, modelo Hydro 2000 UM). Apenas conchas maiores foram retiradas manualmente. Cerca de 5 g do material úmido foi utilizado para a análise no granulômetro. Os resultados obtidos foram analisados no programa GRADSTAT versão 8.0 para classificação granulométrica.

5.3.2.2 - Teor de Matéria orgânica (% MO)

O teor de matéria orgânica (MO) foi feito no Laboratório de Ecotoxicologia Marinha da UFRJ, obtido pelo método de perda por ignição, onde 1g de amostra seca e homogeneizada foi levada à calcinação em mufla a 450°C, por 4 horas e meia (HEIRI *et al.*, 2001)., em duplicatas. Após a calcinação, a massa final foi comparada à massa inicial, para obtenção do percentual de MO. As análises foram realizadas em duplicata.

5.3.2.3 - Ferro e Manganês

As concentrações de Fe e Mn foram determinadas juntamente com os outros metais (ver descrição no item “5.3.2 - Determinação de metais”).

5.3.2.4 -Fósforo Total (PT)

A determinação do fósforo total foi realizada em duplicatas no Laboratório de Ecotoxicologia Marinha (UFRJ) em parceria com o Laboratório de Biogeoquímica Marinha (UFF), seguindo o método de Aspila *et al.* (1976) e determinado pelo método colorimétrico de Grasshoff (1983) – mais detalhados no item abaixo “Fósforo Inorgânico”.

Primeiramente, uma alíquota de 1g de sedimento seco e homogeneizado foi calcinado em mufla a 450°C por 4h e meia. Em seguida, 0,4 g deste sedimento calcinado foi adicionado em um tubo Falcon, juntamente com 10 mL de HCl 1 mol.L⁻¹, sendo agitado em mesa agitadora por 16h. Após a agitação, as amostras foram centrifugadas por 10 minutos a 3000 rpm. O sobrenadante foi filtrado, via filtração lenta em papel de filtro, e o extrato líquido foi armazenado em tubo Falcon para determinação das concentrações através do método colorimétrico de Grasshoff *et al.* (1983), em espectrofotômetro Thermo Scientific no modelo Genesys 10S.

5.3.2.5 -Fósforo Inorgânico (PI)

O pré-tratamento da amostra para a realização do fósforo inorgânico seguiu a mesma extração em HCl 1 mol L⁻¹ por 16h, porém sem a amostra passar pela calcinação. Para a determinação das concentrações do fósforo total e inorgânico, foram utilizados dois reagentes:

- **Reagente I (ácido ascórbico acidificado):** Dissolveu-se 5 g de ácido ascórbico em 25 mL de água milli-q, e posteriormente adicionou-se a essa solução 25 mL de ácido sulfúrico 4,5M.
- **Reagente II (mistura para fosfato):** Dissolveu-se 12,5 g de Heptamolibdato de amônio tetrahidratado em 125mL de água milli-q, e posteriormente adicionou-se a essa solução 350 mL de ácido sulfúrico 4,5M. Em seguida dissolveu-se 0,5 g de tartarato de antimônio e potássio em 20 mL de água milli-q e adicionou-se essa solução à de molibdato com ácido sulfúrico.

Então, é feita uma curva padrão utilizando uma solução estoque de KH₂PO₄ 10.000 µM (fosfato monopotássico). Para isso, fez-se uma solução padrão “mãe” diluída para 100 µM em balão volumétrico e em seguida fez-se diluições sequenciais a partir da “solução mãe” (“soluções filhas”) para 1 µM, 5 µM, 10 µM, 15 µM, 20 µM e 25 µM em balões volumétricos. As absorbâncias das “soluções filhas” foram lidas em espectrofotômetro Thermo Scientific no modelo Genesys 10S a 880 nm. A partir destes dados, construiu-se a curva padrão, aceitando-se r² superiores a 0,99.

Dos extratos de amostras já preparados para fósforo inorgânico e total, retirou-se uma alíquota de 0,5 mL para um béquer e adicionou-se 9,5 mL de água milli-q. Em cada béquer adicionou-se 0,2 mL do reagente I e 0,2 mL do reagente II, agitou-se levemente, e após 15 minutos as absorbâncias de cada amostra foram lidas a 880 nm.

5.3.2.6 -Fósforo Orgânico (PO)

O fósforo orgânico foi calculado a partir da subtração do resultado das concentrações de fósforo inorgânico do fósforo total.

5.3.3 - Determinação de metais

Para a extração sequencial das frações fracamente ligadas ao sedimento (biodisponíveis) e fortemente ligadas ao sedimento, foram realizadas, em duplicata, as seguintes etapas:

Etapa 1: Fração fracamente ligada (biodisponível)

Foi adicionada uma alíquota de 1g de sedimento seco e macerado em um tubo Falcon de 50 mL. Em seguida, foi adicionado 40 mL de HCl 1 mol L⁻¹, mantendo a alíquota em reação com a solução ácida por 16 h, sob agitação em mesa agitadora. Após a agitação, as amostras foram centrifugadas por 10 minutos a 3.000 rpm. O sobrenadante foi filtrado por filtração lenta em papel de filtro, armazenado em tubo Falcon e mantido sob temperatura ambiente até o momento da quantificação.

O sedimento restante da extração foi lavado 3 vezes com água destilada para retirar o excesso da solução ácida. Após a lavagem, esse sedimento foi seco em estufa a 40 °C por 48h. Após secagem, esses sedimentos foram utilizados para a extração da fração fortemente ligada.

Etapa 2: Fração fortemente ligada (método U.S. EPA 3051A)

Sequencialmente, foi utilizada uma alíquota 0,5 g de amostra, onde foi adicionado 10 mL de HNO₃ concentrado, com aquecimento em forno de microondas a 175 °C por 5,5 min, mantendo a temperatura por mais 4 ou 5 min para completar o processo (USEPA, 2007). A determinação dos metais em ambas as frações foi realizada em espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), em parceria com os Professores Ricardo Erthal Santelli e Bernardo Braz, do Instituto de Química (UFRJ).

5.3.4 - Índices de qualidade dos sedimentos superficiais

Alguns índices de qualidade de sedimentos foram calculados a fim de avaliar o nível e o risco da poluição por metais na lagoa de Maricá, levando em consideração a trofia do local e comparando o valor atual com valores de referência naturais (ou pré-industriais), ajudando a identificar contaminações antropogênicas, bem como um panorama da qualidade dos sedimentos.

5.3.4.1 - IGeo - Índice de Geoacumulação

O índice de geoacumulação foi utilizado para mensurar o incremento de metais em relação ao background local e assim estimar o grau de poluição de diferentes regiões da lagoa de Maricá, mostrando o quão geodisponíveis estão estes metais. O IGeo (MÜLLER, 1979) deve ser calculado segundo a fórmula abaixo:

$$IGeo = \text{Log}_2 [Me / (NBN_{Me} \times 1,5)]$$

Onde: **Me** = concentração atual de metal no sedimento

NBN_{Me} = background local das concentrações de metal pré-industriais

A partir desse cálculo, os resultados puderam ser classificados em 7 categorias quanto à poluição (0 à 6), que estão dispostas abaixo (tabela 2).

Tabela 2: Índice de geoacumulação adaptado de Müller (1979).

Valor do IGeo	Classe	Nível de Contaminação
< 0	0	não-poluído
> 0 — 1	1	pouco a moderadamente poluído
> 1 — 2	2	Moderadamente poluído
> 2 — 3	3	Moderado a fortemente poluído
> 3 — 4	4	Fortemente poluído
> 4 — 5	5	Fortemente a muito fortemente poluído
> 5	6	Muito fortemente poluído

Como referência de background da região foi utilizado o estudo de FREITAS *et al.*, 2023 (tabela 3), que mediu a concentração de elementos-traço em testemunho sedimentar a 40 cm de profundidade (equivalente a 230–137 anos calibrados antes do presente). A essa profundidade as concentrações dos metais foram consideradas "naturais" devido à ausência de registros de ocupação ou interferência antropogênica na área nesse período.

Tabela 3: Valores naturais (background) de elementos-traço nos sedimentos da região (Lagoa do Padre) a 40 cm de profundidade. Adaptado de FREITAS *et al.*, 2023.

Metais	Background (mg/kg)	Metais	Background (mg/kg)
ARSÊNIO	1,90	FERRO	18.049
CÁDMIO	0,04	MANGANÊS	30,30
CHUMBO	0,90	MERCÚRIO	0,014
COBRE	1,20	ZINCO	1,30
CROMO	4,90		

5.3.4.2 - IREP - Índice de Risco Ecológico Potencial

O cálculo deste índice foi realizado com o objetivo de classificar áreas da lagoa de Maricá quanto ao seu potencial de sofrer danos ecológicos pela contaminação por metais. Para a aplicação de tal índice, foram calculados o fator de contaminação (FC) e o fator de resposta tóxica (FRT) para cada elemento químico, para cada ponto de amostragem, obtendo-se assim o REP (risco ecológico potencial).

Neste estudo, o cálculo do fator de resposta tóxica seguiu a modificação sugerida em Fiori *et al.* (2013), utilizando-se o fósforo total como indicador de trofia do meio. Essa adaptação foi feita para adequar as lagoas costeiras tropicais à um índice que foi criado tendo como consideração ambientes temperados (lagos lênticos, profundos e frios).

Nos lagos suecos que Håkanson estudou, o nitrogênio, utilizado originalmente para o cálculo do NBP, ficava bem preservado nos sedimentos de fundo lamosos e com alto teor de matéria orgânica; entretanto, nas lagoas tropicais quentes, pouco profundas e sujeitas a um regime de ventos que remobilizam suas águas e por vezes também o fundo, o nitrogênio não fica preservado nos sedimentos.

Sendo assim, a utilização do fósforo como indicador de trofia desses ambientes é mais adequada, pois este nutriente tem um comportamento mais estável no ambiente aquático, em relação ao nitrogênio (SOUZA e MAYR, 1995) — ver seção 6.4 - Fósforo.

Fator de Contaminação:

Para a determinação do fator de contaminação (FC), as frações das concentrações dos metais obtidas conforme item “5.3.2 - Determinação de metais” foram somadas para se obter a concentração total extraída para cada um dos metais.

Para o background de cada metal, foram utilizados dados de concentrações pré-industriais (470 a 314 anos calibrados antes do presente) a partir de testemunho coletado na lagoa do padre (FREITAS *et al.*, 2023c).

O FC para cada metal foi calculado a partir da seguinte fórmula:

$$FC = C/C_0$$

onde:

C = concentração média do metal atual (obtida neste estudo)

C₀ = concentração pré-industrial da região

Os valores utilizados como referência de background da região foram os mesmos citados no IGEO item 5.3.4.1. Os resultados do FC obtidos foram classificados de acordo com os valores apresentados na tabela 4 (HAKANSON, 1980).

Tabela 4: Classificação do Fator de Contaminação (FC), adaptado de Hakanson (1980).

Fator de Contaminação	Classificação
$FC < 1$	BAIXO
$1 \leq FC < 3$	MODERADO
$3 \leq FC < 6$	CONSIDERÁVEL
$FC \geq 6$	MUITO ALTO

O fator de contaminação (tabela 4) representa o “requisito da concentração” de Håkanson (1980), em que regiões da lagoa com maior contaminação (comparando valores pré-industriais e com atuais) devem indicar risco ecológico potencial mais elevado se comparado com áreas menos contaminadas.

Grau de Contaminação:

A partir do somatório dos FC de cada metal pôde-se estabelecer o grau de contaminação (GC) de determinado local, — que cumpre o “requisito de número” de Håkanson (1980), considerando que áreas com sedimentos contaminados por várias substâncias devem indicar um risco ecológico potencial mais elevado do que áreas com contaminação por somente uma ou poucas substâncias.

O grau de contaminação (GC) foi calculado pela seguinte fórmula e os resultados foram classificados conforme Hakanson (1980) na tabela 5.

$$GC = \sum FC$$

Apesar de levar em consideração o número de contaminantes, o GC não considera que diferentes metais possuem potenciais de toxicidade distintos e nem que diferentes locais podem possuir uma sensibilidade diferente à contaminação.

Tabela 5: Classificação do Grau de Contaminação (GC), adaptado de Hakanson (1980).

Grau de Contaminação	Classificação
$GC < 8$	BAIXO
$8 \leq GC < 16$	MODERADO
$16 \leq GC < 32$	CONSIDERÁVEL
$GC \geq 32$	MUITO ALTO

Fator de Resposta Tóxica:

Em seguida foi calculado o Fator de Resposta Tóxica (FRT) a partir de seus componentes: Fator de Toxicidade do Sedimento (FTS) e Fator de Sensibilidade do Sistema (FSS), que consideram o “requisito de toxicidade” (onde os metais possuem diferentes toxicidades nos ecossistemas) e o “requisito de sensibilidade” (onde diferentes ecossistemas têm diferentes sensibilidades às substâncias tóxicas) conforme Håkanson (1980).

O Fator de Resposta tóxica foi então calculado pela seguinte fórmula:

$$FRT = FTS/FSS$$

Onde:

- **Fator de Toxicidade do Sedimento (FTS):** a partir dos requisitos e princípios citados anteriormente no item 4.7.1, Håkanson (1980) classificou os metais de acordo com o seu potencial de se associar aos sedimentos e em ordem decrescente de toxicidade, atribuindo a eles os seguintes valores que foram utilizados para os cálculos:

$$Hg = 40 > Cd = 30 > As = 10 > Cu = Pb = 5 > Cr = 2 > Zn = 1$$

- **Fator de Sensibilidade do Sistema (FSS):** é representado pelo Número de Bioprodutividade (NBP) e baseado no requisito de sensibilidade. O indicador de trofia do ambiente neste estudo, tendo como base o estudo de Fiori *et al.* (2013) foi representado pela razão entre o fósforo e a matéria orgânica, e calculado da mesma forma como sugerido por Håkanson (1980), pela fórmula abaixo:

$$NBP = FSS = (PT/MO) \times 10$$

Risco Ecológico Potencial

Em seguida, após os cálculos dos componentes do índice (FC e FRT) foi calculado o Risco Ecológico Potencial para cada metal (REP_{Me}).

$$REP = FRT \times FC$$

O próximo passo foi somar todos os REP encontrados para cada elemento para se obter o IREP (Índice de Risco Ecológico Potencial), conforme a fórmula abaixo:

$$IREP = \sum REP$$

E então, foi possível categorizar os diferentes pontos da lagoa em relação ao risco ecológico potencial (tabela 6), de acordo Hakanson (1980):

Tabela 6: Classificação do IREP, adaptado de Hakanson (1980).

IREP	Classificação
$IREP < 150$	baixo
$150 \leq IREP < 300$	moderado
$300 \leq IREP < 600$	considerável
$IREP \geq 600$	muito alto

5.3.5 - Caracterização e contagem de microplásticos

Para a caracterização quantitativa de MPs, o primeiro passo foi pesar e anotar o quanto de sedimento foi coletado em cada ponto de amostragem para essa etapa. Após a pesagem, os sedimentos foram peneirados e lavados com água destilada em peneiras de 5mm e 1 mm, a fim de reter os MPs nessa faixa de tamanho, alvo deste estudo.

Em seguida, o material retido na peneira foi armazenado em marmita de alumínio e levado para secagem na estufa a 40°C. Depois de secos, os sedimentos foram desagregados manualmente com gral e pistilo, homogeneizados e uma alíquota de 100 g de sedimento de cada ponto de amostragem foi separada para contagem.

A contagem foi realizada em microscópio estereoscópico (20x e 40x aumento) (Figura 10), para cada um dos 12 pontos de amostragem, a partir desses 100g de sedimento seco. Os microplásticos foram classificados visualmente em categorias de

cor: preto, branco, azul, vermelho, amarelo e verde; e forma: fibras, fragmentos ou emaranhados de fibras (quando a quantificação não era possível). Todos os dados contabilizados através de análise estereoscópica, das quantidades e classificações dos microplásticos por amostra (cor, tamanho, forma) bem como suas imagens foram reunidos em planilhas do Pacote Office Excel 2016 e do Google Sheets online.



Figura 10: Microscópio binocular estereoscópio (20x e 40x) utilizado para contagem e classificação de microplásticos.

5.3.6 - Análises estatísticas

Todos os dados foram planilhados em planilhas online do Google Sheets e/ou no programa Microsoft Excel 2016, onde foram feitas as análises descritivas, os gráficos e os cálculos dos índices de qualidade de sedimentos (IREP e IGEO).

A normalidade dos dados foi testada pelo teste de Shapiro-Wilk, utilizando-se o programa IBM SPSS versão 26.

Como os dados não apresentaram normalidade, para investigar possíveis correlações entre os parâmetros e dados analisados, foi utilizado o teste de Spearman (a matriz de correlação está disposta no Apêndice 1), adotando $p < 0,05$ para considerar a correlação estatisticamente significativa.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 - Parâmetros físico-químicos da água

A seguir estão apresentados os resultados dos parâmetros físico-químicos da água.

6.1.1 - Profundidade

Os pontos de coleta possuíam diferentes profundidades dependendo da localização. Os pontos mais rasos foram o 1 e 12, que estão localizados mais próximos da margem. Já no restante dos pontos, os sedimentos foram coletados em profundidades variando de 1,2 a 2,0 m (Gráfico 3).

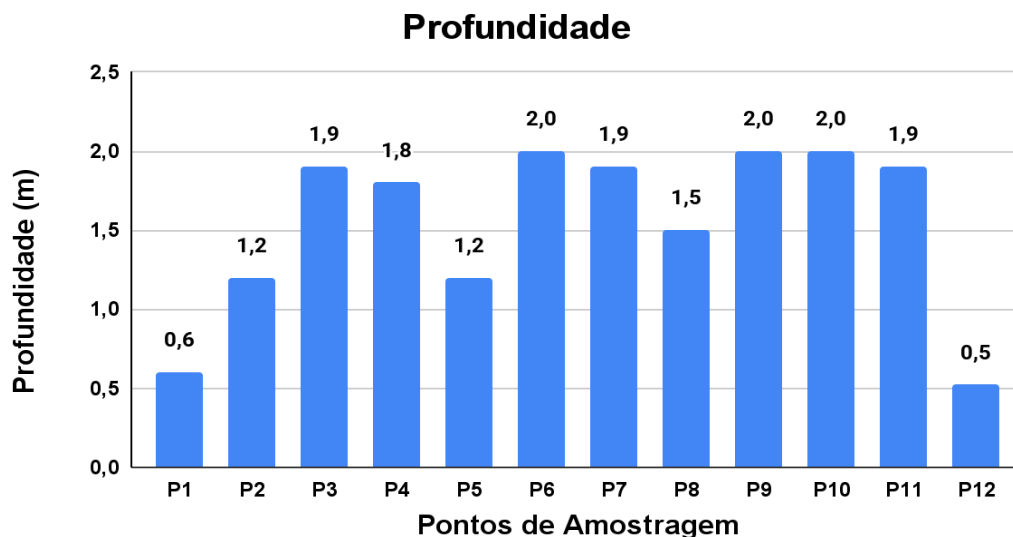


Gráfico 3: Profundidades da coluna d'água nos pontos de amostragem da lagoa.

A profundidade máxima da lagoa de Maricá é de aproximadamente 2 metros. Nessa profundidade, parâmetros como a temperatura e salinidade relacionam-se, influenciando e sendo influenciados por fatores ambientais e processos internos do ecossistema.

6.1.2 - Salinidade

Neste estudo a salinidade variou de 3,77 a 5,93 com média de 4,93 (Gráfico 4). A lagoa de Maricá é a menos salina do complexo e sua salinidade geralmente varia entre 3-18‰ (LACERDA e GONÇALVES, 2001).

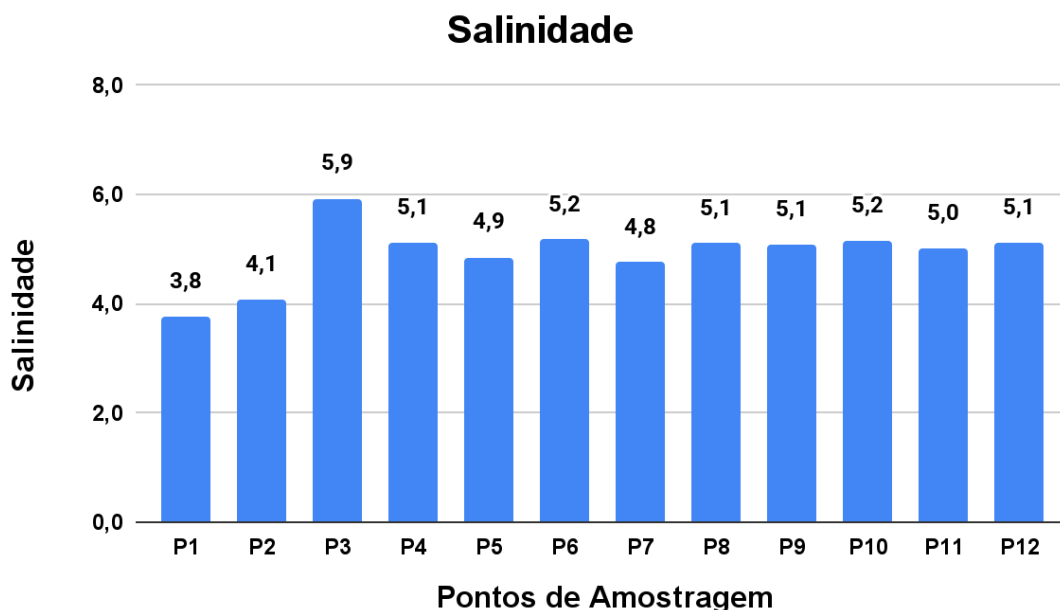


Gráfico 4: Variação da salinidade da água da lagoa nos pontos de amostragem. Média = 4,93.

O ponto 3, onde fica a conexão com a lagoa da Barra teve a maior salinidade (5,93 %), o que está de acordo com o esperado para este local visto que está mais próximo da laguna vizinha, sendo a lagoa de Maricá a menos salina do complexo (Gráfico 4). Os pontos 1 e 2 (próximos a córregos e ao rio Mumbuca, respectivamente), tiveram a menor salinidade da lagoa, o que também está de acordo com o esperado visto que estas regiões estão bem próximas do fluxo de água doce. O restante da salinidade se manteve praticamente uniforme ao longo da laguna.

Fatores externos como a precipitação, a evaporação superficial das águas, aportes fluviais e a entrada de águas no sistema lagunas pelo canal de maré, podem influenciar significativamente na salinidade da lagoa, porém devido à sua profundidade reduzida e a mistura das águas pelos ventos, é esperado que a salinidade, de acordo com a dinâmica, da lagoa de Maricá seja praticamente uniforme, não gerando regiões com águas de diferentes densidades, consequentemente não afetando de forma significativa a circulação interna.

Estudos anteriores na lagoa de Maricá, como o de Batista (2018), que avaliou os parâmetros físico-químicos de 25 pontos da lagoa, coletados no ano de 2016, obtiveram para a região salinidade média = 12,0, com valor mínimo = 11,3 e máximo de 12,4 na estação seca. A fins de comparação, este estudo obteve valores e média de salinidade significativamente menores, variando entre 3,77 a 5,93 com média de 4,93, mas ainda

assim, dentro da variação normal da lagoa; que segundo Lacerda e Gonçalves, 2001, geralmente a salinidade fica entre 3-18‰.

6.1.3 - Temperatura

A temperatura da água superficial variou de 26,5 a 28,9 °C ao longo do dia (durante as 6h de coleta - 8:58 da manhã às 15:35 da tarde), demonstrando baixa amplitude térmica (2,4 °C) (Gráfico 5).

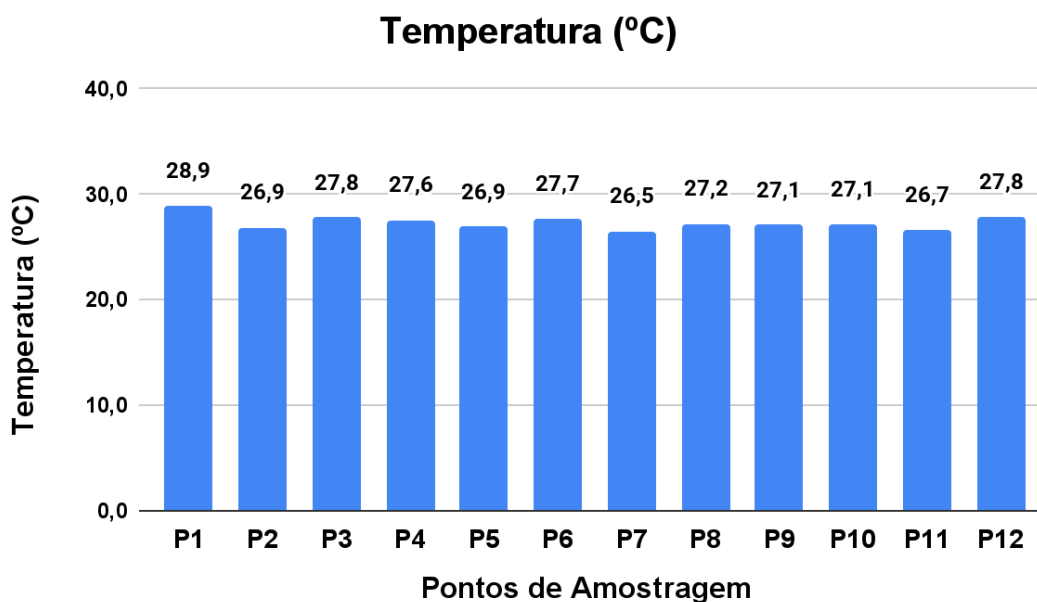


Gráfico 5: Variação da temperatura da água nos pontos de amostragem. Média = 27,3°C.

Previamente, KJERFVE e KNOPPERS (1999) indicaram que, por não ser muito profunda, a estratificação térmica da coluna d'água é praticamente inexistente, o que implica em uma temperatura e salinidade mais uniformes devido à mistura das camadas, principalmente em dias de vento, que favorecem a circulação das águas da lagoa (). Em dias com menos vento e mais quentes/ensolarados é esperado um aquecimento da camada superficial da água em partes mais profundas, podendo ocasionar uma leve estratificação temporária durante o dia, porém pouco significativa. Em regiões menos profundas e/ou de margem, a temperatura da rasa coluna d'água como um todo tende a ser uniforme.

A alta temperatura geralmente observada em lagunas tropicais é um importante fator que influencia em toda sua dinâmica. A temperatura e incidência solar afetam diretamente a taxa fotossintética, aumentando: a reprodução do fitoplâncton e a produtividade primária, a absorção de nutrientes, a decomposição de matéria orgânica

por microrganismos (e reciclagem de nutrientes) e o metabolismo dos organismos de uma forma geral — aumentando principalmente o consumo de oxigênio destes (ESTEVES, 1998).

Não houve correlação significativa (Spearman, $p > 0,05$) entre os três parâmetros supracitados (profundidade, salinidade e temperatura) neste ambiente lagunar. Isso está relacionado ao fato da lagoa de Maricá ser um ambiente raso, sem estratificação térmica devido a mistura das águas pela ação do vento, e com salinidade praticamente uniforme.

6.1.4 - Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH variou de 7,23 (P8) a 8,97 (P3), com média de 8,37 (Gráfico 6). Outros estudos como o de Batista (2018), tiveram para a estação seca (outubro de 2016) pH com média = 8.29, valor mínimo = 7.6 e máximo = 8.9. Os valores encontrados neste estudo estão dentro do descrito na literatura.

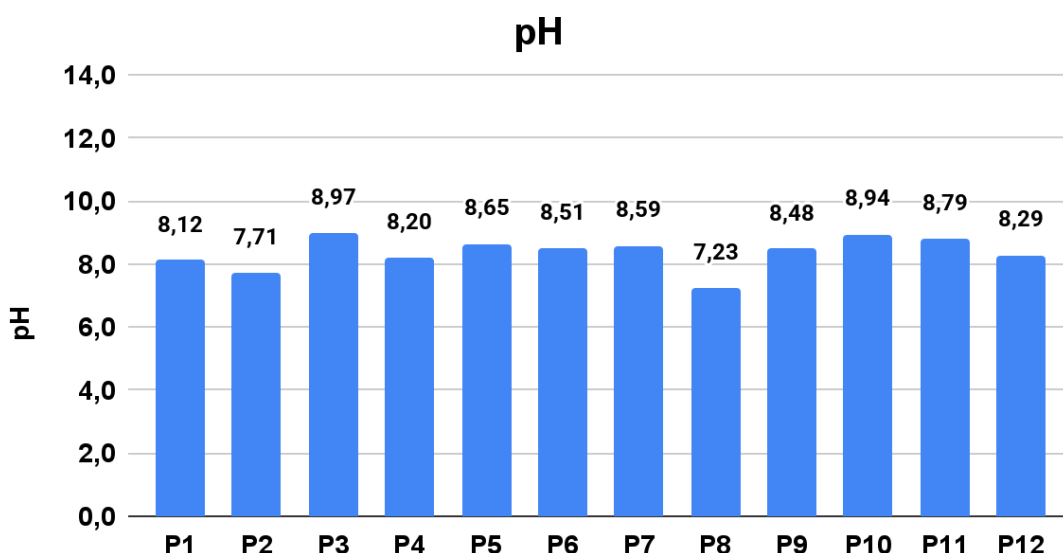


Gráfico 6: Variação do pH da água nos pontos de amostragem. Média = 8,37.

O pH refere-se à concentração de íons de hidrogênio (H^+) numa solução. Este fator é uma importante variável ambiental em ecossistemas aquáticos que pode ser influenciada por diversos fatores, e determina a acidez, neutralidade ou basicidade do ambiente.

O metabolismo dos microrganismos aquáticos pode influenciar na acidificação de um corpo hídrico continental por meio da formação de diversos tipos de ácidos (sulfúrico, nítrico, oxálico, acético e carbônico) que irão se dissociar na água gerando íons hidrogênio (H^+) — além dos íons sulfato, nitrato, oxalato, acetato e bicarbonato —

e reduzindo o pH do meio aquático. Outro ponto é que organismos heterotróficos aquáticos (animais e bactérias) influenciam na diminuição do pH também por meio de processos de decomposição e respiração, liberando CO₂, que culminará na formação de ácido carbônico e íons H⁺. Por outro lado, macrófitas aquáticas e algas, por meio da assimilação de CO₂ na fotossíntese, podem gerar um aumento do pH do meio, principalmente em águas com baixa alcalinidade - menor eficiência em neutralizar pH (ESTEVES, 1998).

O teste de Spearman indicou que os valores de pH estão muito fortemente correlacionados com a concentração e a saturação de oxigênio dissolvido ($p < 0,01$) de forma positiva. O pH também pode influenciar na dinâmica de metais no ambiente aquático, pois valores mais altos de pH promovem a formação de hidróxidos devido a diminuição na solubilidade desses metais, tornando-os mais imóveis.

Observa-se que todos esses pontos de maior pH estão no lado leste da lagoa de Maricá, voltados para a conexão com a lagoa vizinha, logo são locais de maior circulação. Sendo assim, por haver um maior fluxo de águas, é esperado que a oxigenação seja maior nessa porção, o que se confirmou. A saturação de oxigênio estava acima de 100% em P3, P5, P10 e P11, e próxima desse valor (98%) no P7.

6.1.5 - Total de sólidos dissolvidos (TSD)

O total de sólidos dissolvidos (TSD) é um parâmetro de qualidade da água que mede a concentração de substâncias sólidas — minerais, sais, metais, moléculas, átomos ou íons — dissolvidas na água (HACH, 2024).

Tendo em consideração que essa medida contempla íons, sais e minerais, o total de sólidos dissolvidos pode estar relacionado com a salinidade (bem como a condutividade), com a matéria orgânica (pois sua decomposição libera nutrientes, ácidos húmicos e fúlvicos). Em relação a granulometria dos sedimentos, as frações mais finas tendem a ter mais matéria orgânica, e esta, poderá interagir com os sólidos dissolvidos (diminuindo a concentração destes na água), enquanto as frações mais grossas, possuirão menos matéria orgânica e conseqüentemente, menor interação com o TSD.

A média do total de sólidos dissolvidos na água foi de 4.425 mg/L, variando de 3.461 a 5.263 mg/L entre os pontos (Gráfico 7). Os sólidos dissolvidos correlacionaram positivamente com a salinidade (Spearman, $p < 0,01$); esta correlação se deu pois são estes sólidos que definem a salinidade, do ponto de vista das concentrações.

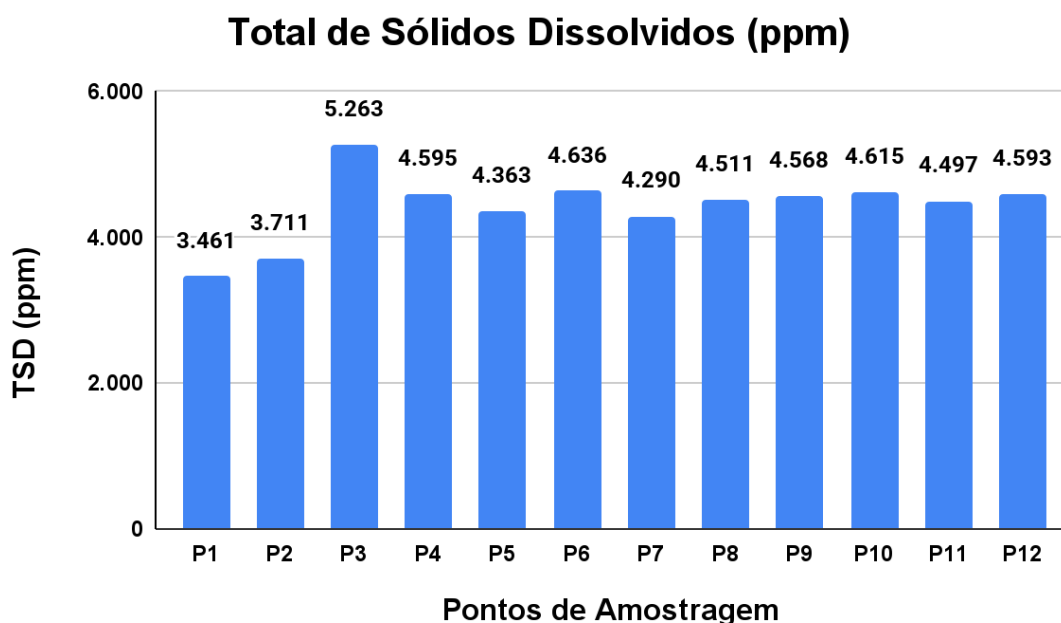


Gráfico 7: Total de sólidos dissolvidos na água por ponto. Média = 4.425 ppm

6.1.6 - Oxigênio Dissolvido (O_2)

A saturação de oxigênio é dada em percentuais (OD %) a partir da concentração de oxigênio dissolvido (OD mg/L) em relação à pressão atmosférica e temperatura local, sendo portanto, a quantidade máxima de O_2 que pode estar dissolvida na água a depender da temperatura e pressão. A concentração de matéria orgânica também é um fator que pode afetar a disponibilidade de oxigênio dissolvido nos ambientes aquáticos.

O oxigênio dissolvido pode apresentar grandes variações diárias em suas concentrações pois este gás está envolvido em importantes processos como fotossíntese, respiração e decomposição, que estão relacionados com outras variáveis como temperatura, intensidade luminosa e fotoperíodo, além da ação dos ventos e das chuvas que também podem influenciar a concentração de oxigênio. Em lagoas tropicais rasas, as maiores variações de OD estão nas camadas mais superficiais, que atingem as menores concentrações durante as cheias (com grande entrada de matéria orgânica e ressuspensão do sedimento) geralmente quando há pouca ou nenhuma luz – madrugada/manhã.

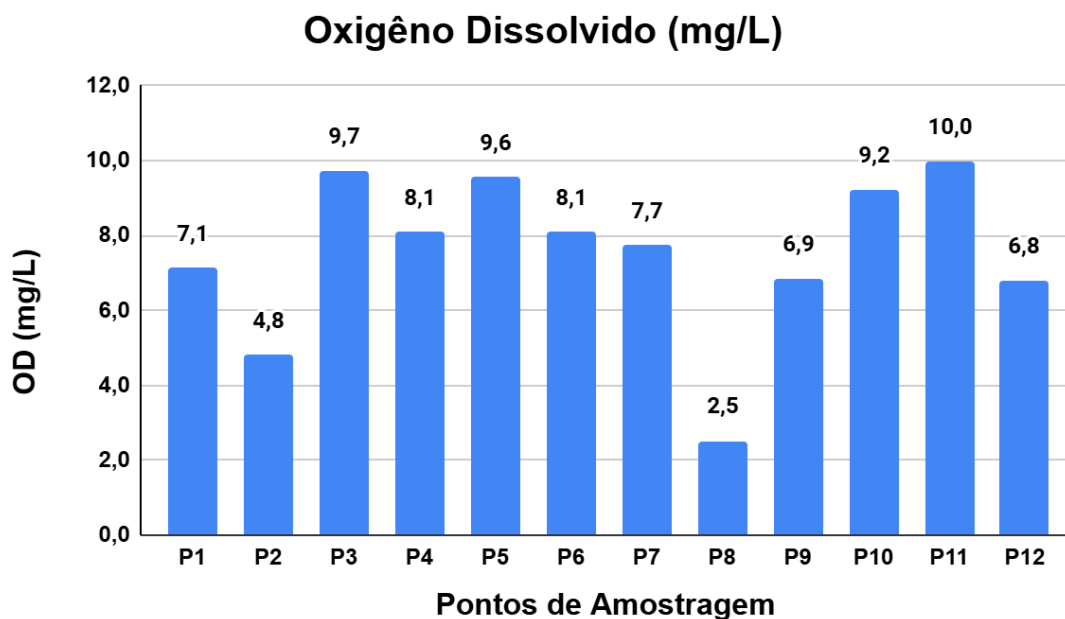


Gráfico 8: Variação da concentração de OD (mg/L) nos pontos de amostragem dos sedimentos. Média = 7,54 mg/L.

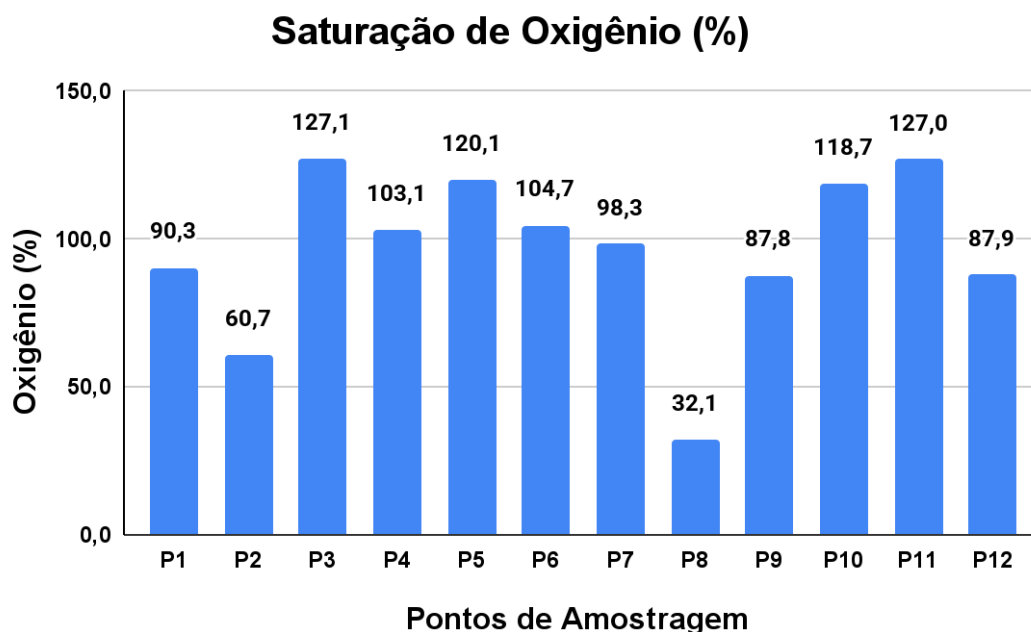


Gráfico 9: Saturação de O₂ na água (%) nos pontos de amostragem. Média = 96,48%.

O gás oxigênio (O₂) dissolvido na água exerce grande importância na dinâmica e caracterização dos ecossistemas aquáticos e sua solubilidade vai depender da temperatura e pressão. A entrada de oxigênio dissolvido (OD) na água se dá principalmente pela atmosfera e pela fotossíntese. Já as saídas de oxigênio da água ocorrem devido a perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos,

consumo pela oxidação (decomposição da matéria orgânica) e oxidação de íons metálicos, como o Fe e o Mn (ESTEVES, 1998).

A temperatura afeta processos relacionados ao consumo de oxigênio. Conforme a temperatura aumenta, a taxa de respiração dos organismos também se eleva e os processos oxidativos — decomposição da matéria orgânica por microrganismos — são acelerados, consumindo mais oxigênio quando comparados com a decomposição em temperaturas frias (ESTEVES, 1998).

Em geral, o oxigênio dissolvido nas águas da lagoa é alto em boa parte do ano devido ao processo fotossintético e a ação dos ventos. Todavia, temperaturas mais altas somadas a uma maior concentração de MO no ambiente aquático (como em épocas mais chuvosas quando as variações no nível das águas possibilitam a entrada de compostos orgânicos em diversos graus de decomposição), podem ocasionar uma diminuição na oxigenação das águas, podendo inclusive zerar o oxigênio dissolvido do ambiente aquático (pela maior demanda de O_2 dos microrganismos decompositores de matéria orgânica e pelo maior consumo de O_2 por outros organismos aquáticos devido a mudanças no metabolismo a uma maior temperatura). Além disso, a ressuspensão aumenta a turbidez, o que acaba por reduzir a taxa fotossintética do fitoplâncton, também contribuindo para uma diminuição do oxigênio dissolvido (ESTEVES, 1998).

Nos períodos de estiagem, as concentrações de oxigênio em lagoas rasas tendem a ser maiores que nas cheias, apesar de frequentemente ocorrer estratificação do O_2 , gerando um déficit nas camadas inferiores. A elevação do O_2 na parte superior da água resulta da maior taxa fotossintética do fitoplâncton e diminuição na concentração de M.O. visto que, sem a ação de ventos e chuvas, esta, é precipitada ou degradada. Entretanto, a ação de fortes ventos pode desfazer a estratificação térmica gerando baixas de oxigênio eventuais (que duram dias ou horas) por toda a coluna d'água mesmo em períodos de oxigenação. As camadas superiores mais oxigenadas serão misturadas às camadas inferiores carregadas de compostos redutores (matéria orgânica em decomposição, amônio, gás sulfídrico e metano), fazendo com que grande parte ou todo esse O_2 seja consumido durante a oxidação desses compostos (ESTEVES, 1998).

Batista (2018) obteve valores de oxigênio dissolvido (mg/L) na estação seca com média = 5.39, valor mínimo = 4.7 e máximo = 5.9. O valor mínimo encontrado neste estudo foi significativamente menor (2,52 mg/L de O_2) bem como o valor máximo, de 9,99 mg/L, foi significativamente maior que o da referência em questão, além da média deste estudo também ter sido razoavelmente maior (Gráfico 8).

Analisando os gráficos 8 e 9, percebe-se que 2 pontos da lagoa apresentaram concentrações de oxigênio dissolvido bem abaixo da média da lagoa (P2 e P8). O ponto 2 está localizado na desembocadura do rio Mumbuca e próximo do aeroporto municipal; enquanto o ponto 8 localiza-se bem ao lado do populoso bairro de Imbassaí, onde há a saída de um córrego para a lagoa. De acordo com a saturação de oxigênio podemos perceber que os mesmos 2 pontos (P2 e P8) indicam baixas de OD, indicando ambientes mais redutores.

A baixa de OD nesses dois pontos da lagoa pode estar relacionada com aportes de matéria orgânica tanto do rio Mumbuca como do córrego de Imbassaí, o que pode levar a uma baixa de oxigênio devido a alta demanda de O₂ por microrganismos decompositores dessa matéria orgânica. Os pontos da lagoa mais próximos da conexão com a lagoa da Barra, apresentaram 127% de saturação (P3 e P11), e consequentemente, foram os pontos com maiores pH (8,97 e 8,94, respectivamente), demonstrando a correlação positiva (Spearman, $p < 0,05$).

No transecto que percorre a APA de Maricá, no sentido oeste a leste, em direção à conexão com a lagoa da Barra (P12, P9, P10 e P11), percebe-se um aumento gradual da oxigenação das águas em direção à conexão com a laguna vizinha. Os pontos P4, P5, P6 e P7 (que representam o meio da lagoa) apresentaram saturação entre 98% e 120%, demonstrando uma boa oxigenação na localização central da lagoa, onde é mais profundo e por onde circulam as águas de fundo vindas das lagoas vizinhas.

Os demais pontos P1 (próximo à saída de um córrego, ao norte do Rio Mumbuca), P9 e P12 (região mais interna da lagoa, próximo da APA de Maricá) apresentaram taxas entre 88% e 90% de saturação.

6.2 - Granulometria dos sedimentos superficiais

A análise granulométrica (Figura 11) neste estudo possibilita correlacionar o tamanho dos grãos com dados de matéria orgânica, fósforo, metais-traço e microplásticos encontrados nos sedimentos amostrados. Lagunas costeiras e sufocadas, como a de Maricá, atuam como armadilhas de sedimentos oriundos de várias fontes, o que acarreta elevadas taxas de sedimentação, que podem contribuir para o assoreamento. A hidrodinâmica destes ambientes ocorre por meio de ventos e aportes fluviais, o que culmina em uma circulação de baixa energia (SILVESTRE, 2018).

Sendo assim, neste ambiente deposicional, são esperados sedimentos mais finos como silte e argila nas regiões centrais e mais profundas da lagoa, pois nesses locais a

energia não é suficiente para transportar sedimentos mais grossos, facilitando a deposição majoritária dos sedimentos finos. Em regiões próximas às margens, onde há pequenas ondas e algumas correntes, bem como em locais próximos à canais de ligação com o mar, são esperados sedimentos mais arenosos, pois a hidrodinâmica dessa região tem mais energia, impedindo a sedimentação de partículas mais finas, favorecendo a predominância de grãos arenosos.

Analisando a tabela 7, nota-se que os sedimentos predominantemente encontram-se em diferentes frações (finas, médias e grossas) de silte e areia. No gráfico 10, é possível observar que há predominância de silte e areia, classificando os sedimentos como silte arenosos ou areno siltosos (Figura 11), o que é condizente com a hidrodinâmica local de cada ponto. Segundo o estudo de Silvestre *et al.*, 2017, os sedimentos do SLMG variam de arenosos a areia lodosa, sendo basicamente compostos por silte arenoso e areia siltosa; tal qual o encontrado neste estudo.

Tabela 7: Classificação da granulometria média dos sedimentos por ponto.

AMOSTRA	GRANULOMETRIA MÉDIA
P1	Silte Grosso
P2	Silte Grosso
P3	Silte Grosso
P4	Silte Grosso
P5	Silte Médio
P6	Areia muito fina
P7	Silte Médio
P8	Silte Grosso
P9	Silte Grosso
P10	Silte Médio
P11	Areia muito fina
P12	Areia muito fina

Foi observado um baixo percentual de cascalhos de uma forma geral, não predominando em nenhum ponto amostral (Gráfico 10). O percentual de areia ultrapassou 50% somente nos sedimentos do P3, mesmo apresentando um significativo percentual nas demais amostras. Em seguida, o silte foi a granulometria que mais predominou de uma forma geral (Figura 11, Gráfico 10, Tabela 7) com o valor mínimo

na faixa de 40% (P3) e máximo de 60% (P7). Já a argila apresentou em geral baixos percentuais (mínimo 6,4% em P1 e máximo 17,9% em P7), porém se fez presente em todas as amostras.

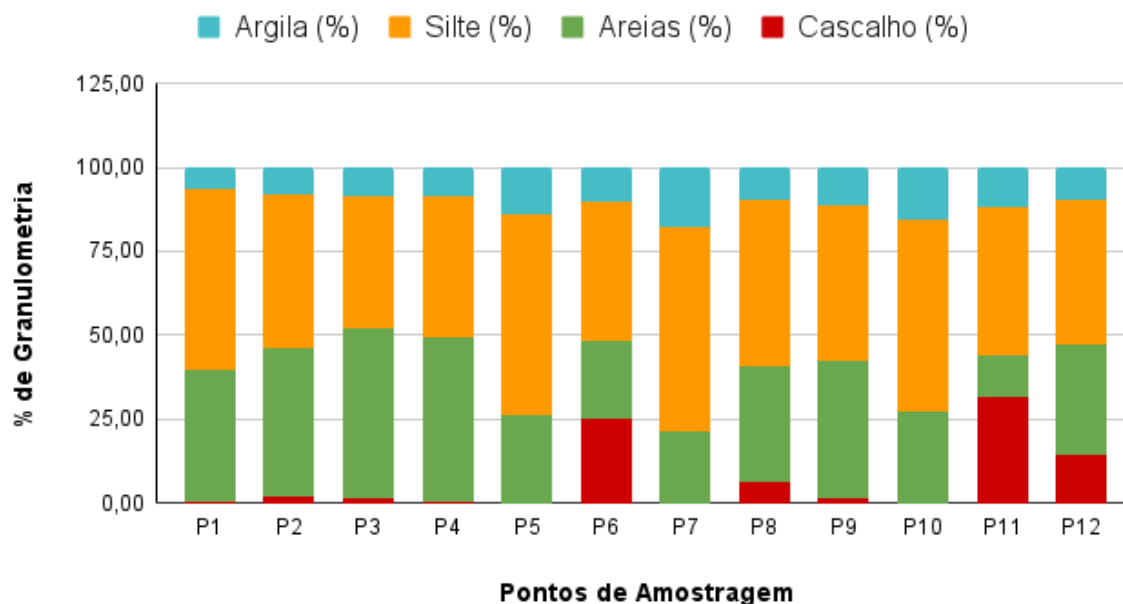


Gráfico 10: Percentuais de granulometria dos sedimentos de fundo em cada ponto de amostragem.

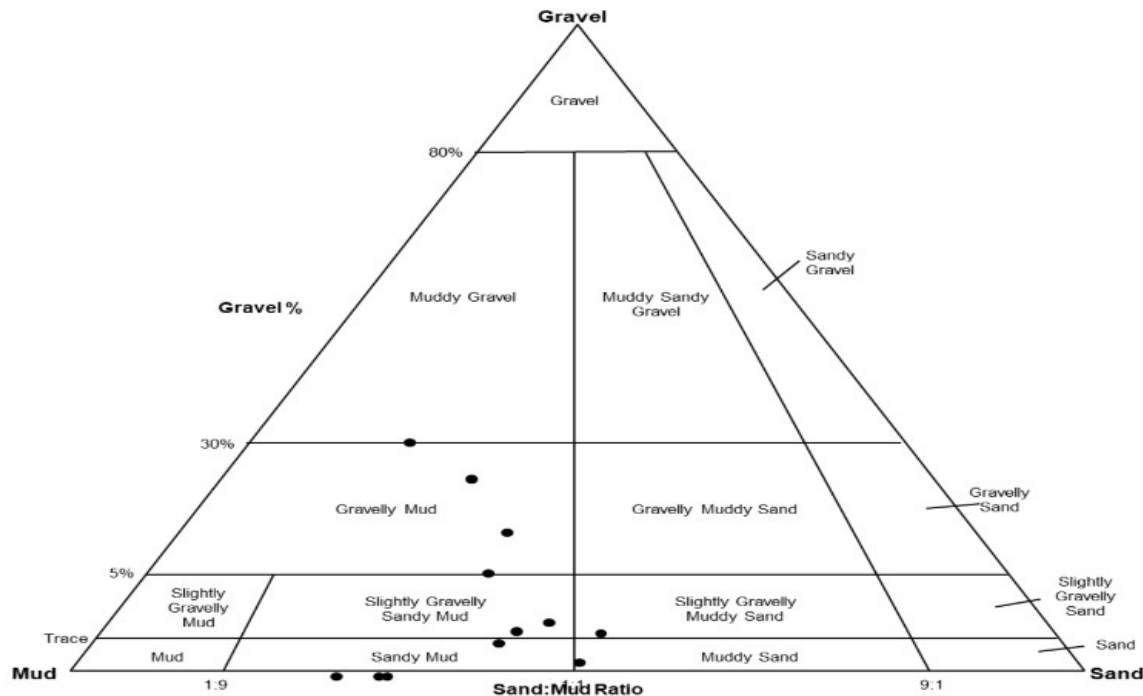


Figura 11: Classificação dos sedimentos superficiais quanto à granulometria.

A granulometria mais grosseira em alguns pontos pode estar associada à presença de conchas de pequenos moluscos nos sedimentos, que podem ter sido

classificadas como "cascalho"; visto que, os sedimentos da laguna possuem uma parcela biogênica, por característica (SILVESTRE, 2018).

6.3 - Matéria orgânica

A matéria orgânica em um ambiente lagunar pode ser de origem autóctone (produzida no próprio ecossistema sendo de origem animal ou vegetal) ou alóctone (carregada para dentro do ecossistema lagunar por meio de rios, canais e córregos, despejada diretamente no corpo hídrico ou também trazida pela água das chuvas).

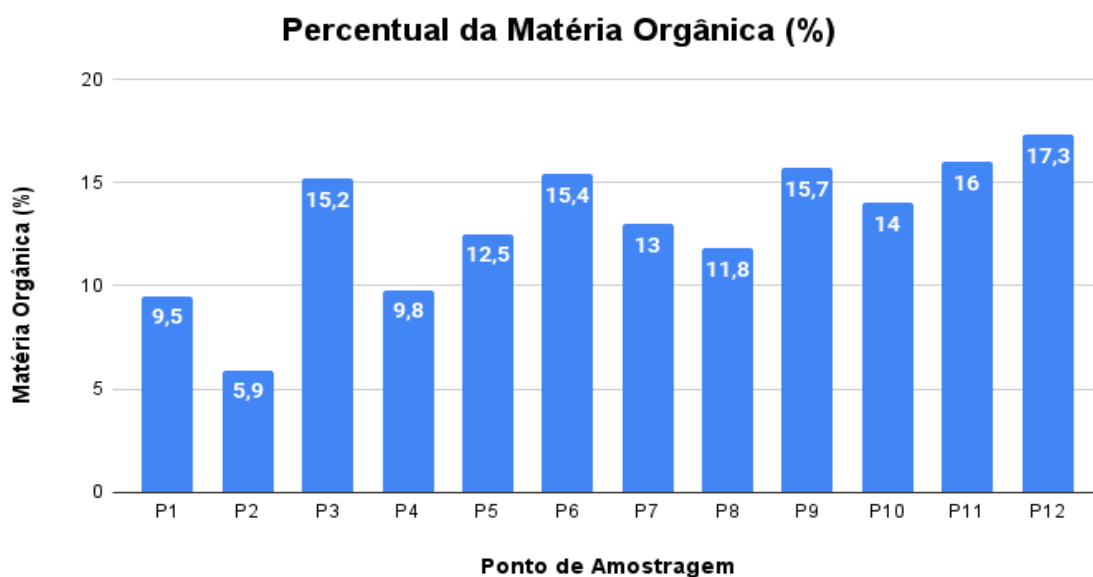


Gráfico 11: Teores de matéria orgânica nos sedimentos de fundo em cada ponto de amostragem. Média = 13,01 %.

Espera-se um maior percentual de matéria orgânica associada aos sedimentos mais finos devido a deposição de partículas orgânicas. Segundo Marques (1991) a composição química dos sedimentos da lagoa demonstra o estado de eutrofização do ambiente, onde as partículas depositadas estão em processo de constante decomposição.

Onde há baixa circulação e aporte de matéria orgânica, como em regiões próximas de onde há descarga de efluentes e escoamentos superficiais, espera-se encontrar sedimentos lamosos, ricos em matéria orgânica, devido à baixa oxigenação nesses sedimentos e decomposição de M.O (VIDAL e BECKER, 2006). Além disso, em regiões próximas de onde deságuam rios e córregos, pode haver sedimentos mistos, a depender da hidrodinâmica causada pelo fluxo fluvial durante o período da amostragem, e espera-se encontrar junto aos sedimentos, matéria orgânica alóctone oriunda da região bacia de drenagem local.

O teor de matéria orgânica nos sedimentos coletados variou de 5,9% - 17,3%, com uma média de 13,01% de matéria orgânica (M.O.) (Gráfico 11). A fins de comparação, será utilizado o estudo de Silvestre *et al.*, (2017), que apontou média de 11,90% de matéria orgânica nos sedimentos de fundo de 25 pontos da lagoa de Maricá, com uma ampla faixa de teores que variaram de 0,26 e 29,58%. Nota-se que apesar deste estudo não ter alcançado a ampla faixa de percentual de M.O. da literatura citada, esta encontra-se dentro do esperado para a região, sendo as médias deste estudo e da literatura, bem próximas.

A M.O. não correlacionou estatisticamente com a granulometria. Entretanto, percebe-se que os pontos P6, P11 e P12 que possuem elevados teores de M.O. (15%, 16% e 17%, respectivamente) tiveram percentuais altos de “cascalhos” nos sedimentos da lagoa (25%, 32% e 14%, respectivamente). Apesar disso, observando a tabela 7, estes três pontos tiveram classificação média de granulometria como areia muito fina.

O ponto com menor percentual de M.O. foi o P2, na desembocadura do Rio Mumbuca e ao lado do aeroporto, o que pode ser justificado pelo maior fluxo de água nesta região, dificultando a matéria orgânica de se sedimentar. Geralmente, pontos onde há aporte de rios e canais, como P2, P1 e P8 tiveram menor % de M.O. Já o ponto com o maior percentual de M.O. foi o P12 (17,3%), localizado mais a oeste da lagoa, na região de águas mais estagnadas e hidrodinâmica lagunar lântica, como era esperado.

Quanto à comparação dos teores de matéria orgânica com os parâmetros físico-químicos (pH, salinidade, temperatura, profundidade, OD e TSD), não foram detectadas correlações significativamente estatísticas para estes dados.

Intervenções antrópicas direta ou indiretamente nas lagunas costeiras e proximidades podem aumentar o aporte natural de matéria orgânica e sedimentos para estes corpos d'água, elevando as taxas de sedimentação, causando assoreamento e/ou revolvimento da MO já sedimentada. Esses fatores, em conjunto com condições físico-químicas da água acarretam alterações nesses ecossistemas (relacionadas ao oxigênio dissolvido na água, disponibilidade de nutrientes, alterações de pH e consequentemente afetam também a disponibilidade de contaminantes como metais pesados).

Com taxas de sedimentação mais altas, a MO vai se aglomerar nos sedimentos, e sofrer decomposição anaeróbica (liberando CH₄, H₂S e gerando acidez no meio). A decomposição aeróbica dessa MO só irá acontecer com a ressuspensão dos sedimentos, e quando esses compostos orgânicos encontrarem OD na coluna d'água, irão ser

decompostos diminuindo a oxigenação do meio aquoso podendo levar à mortandade de peixes (CETESB, 2024).

Em épocas de chuva na região deste estudo (laguna costeira, rasa e sufocada, com a circulação influenciada por ventos e com características eutróficas), a concentração de matéria orgânica (dissolvida e particulada) pode aumentar com as grandes variações no nível das águas vindas com o maior aporte por tributários e escoamentos superficiais, proporcionando a entrada de compostos orgânicos — como carboidratos, proteínas, lipídios, compostos húmicos, entre outros — em diversos graus de decomposição, gerando também ressuspensão de sedimentos que armazenavam matéria orgânica (ESTEVES, 1998). Eventos de ressuspensão da lama escura de fundo são comuns no SLMG, geralmente no inverno ou em frentes frias (FERNANDES, 1993).

6.4 - Fósforo

Ambientes costeiros são comumente impactados pelos intensos aportes de nutrientes resultantes da bacia de drenagem, que favorecem o processo de eutrofização cultural (KNOPPERS, *et al.*, 1999). O amplo uso do fósforo na agricultura como fertilizante e o lançamento de efluentes sem tratamento nos corpos hídricos são fatores determinantes para o incremento deste nutriente nos ambientes costeiros (SOUZA e MAYR, 1995).

O fósforo é um nutriente cujo comportamento costuma ser mais estável no ambiente aquático – quando comparado com o nitrogênio, por exemplo. Processos de troca (liberação e remoção) de fósforo na interface sedimento-água são relevantes para a dinâmica de funcionamento de ambientes aquáticos, especialmente em águas costeiras rasas com renovação reduzida, como é o caso da lagoa de Maricá (SOUZA e MAYR, 1995).

O gráfico 12 mostra a distribuição do fósforo orgânico e inorgânico nos sedimentos da lagoa de Maricá, além do total (somatório). Os resultados das concentrações de fósforo total (Gráfico 12) variaram de 341 mg/kg (P1) a 582 mg/kg (P12); o fósforo inorgânico foi de 234 mg/kg (P7) a 404 mg/kg (P9); e o fósforo orgânico variou de 22 mg/kg (P1) a 263 mg/kg (P11). O resultado encontrado para fósforo orgânico no ponto 5 foi negativo, mesmo após repetição, provavelmente por ser uma concentração baixa e dentro do erro analítico das determinações de ambas as frações (total e inorgânico).

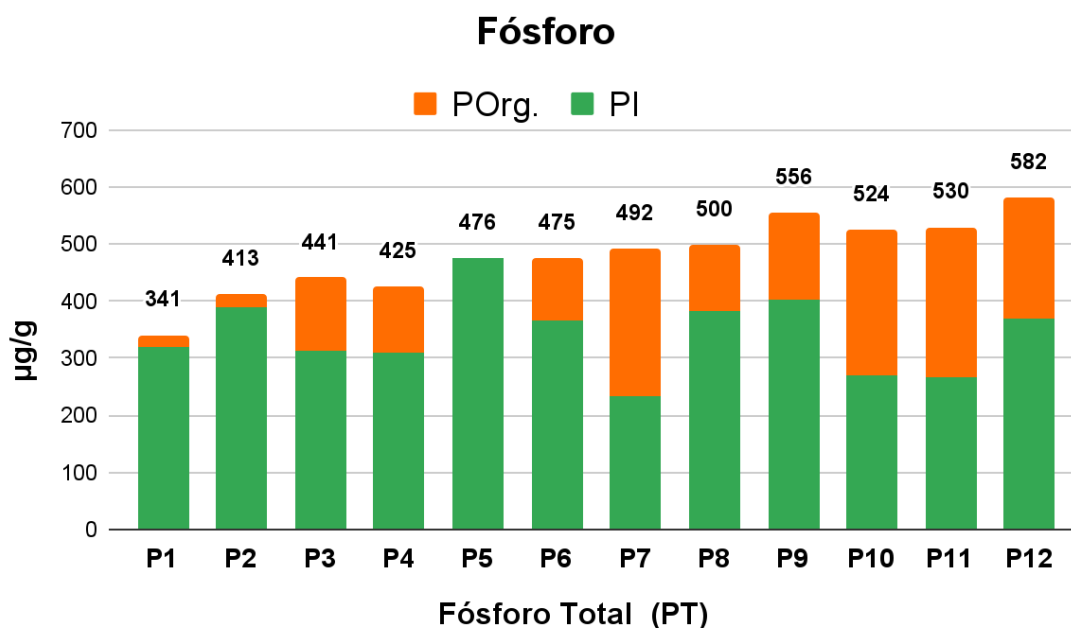


Gráfico 12: distribuição do fósforo orgânico, inorgânico e total nos sedimentos da lagoa de Maricá. O ponto 5 (P5) apresenta somente o fósforo inorgânico (que foi maior que o fósforo total).

Os menores teores de POrg foram observados nos sedimentos dos pontos P1 e P2 (22,4 e 25,1 mg/kg respectivamente), próximos da foz do rio Mumbuca estando sujeitos a intensos aportes fluviais e urbanos e coincidindo com os menores valores de fósforo total (341 mg/kg e 413 mg/kg, respectivamente).

O alto potencial de entrada de matéria orgânica nesses locais, contudo, não foi refletido em acúmulo de POrg nesses sedimentos; observa-se que o fósforo inorgânico é predominante (318 e 388 mg/kg respectivamente) o que pode indicar um maior aporte na forma inorgânica do fósforo via esgoto. Outra explicação, pode ser que a alta taxa de decomposição da MO pode estar liberando fosfato para a coluna d'água, principalmente em P2 (que tem a menor MO – 5,9 %), onde a menor saturação de oxigênio (60,7%) e maior profundidade promovem condições redutoras. Adicionalmente, o teor de argila também correlacionou com o fósforo orgânico ($p < 0,01$), revelando alta concentração de nutrientes nos pontos da lagoa de sedimentos mais finos.

Assim, embora ambos os pontos apresentem baixos teores de POrg, P1 — situado em região marginal, mais rasa e oxigenada (90,3%) — apresenta maior potencial de retenção de fosfato no sedimento, possivelmente pela estabilização com óxidos de ferro. Ainda assim, a baixa concentração de POrg pode decorrer de uma deposição não imediata da MO ou da rápida reciclagem microbiana do fósforo orgânico em fosfato.

A matéria orgânica dos sedimentos correlacionou fortemente com o fósforo orgânico ($p < 0,05$) e muito fortemente com o fósforo total ($p < 0,01$). A decomposição da MO nos sedimentos de lagos oligotróficos acarreta no incremento e acúmulo de fósforo, enquanto nos lagos mais eutrofizados a MO dos sedimentos alimenta o ciclo interno do fósforo no ambiente, o que se supõe que pode estar acontecendo na lagoa. Porém diversos outros processos serão determinantes das quantidades de nutrientes que os sedimentos são capazes de liberar, como por exemplo a mineralização da MO pela comunidade bentônica (SOARES-GOMES *et al.*, 1999; PEREIRA e SOARES-GOMES, 2009).

Houve também correlação positiva entre fósforo orgânico nos sedimentos e o pH da coluna d'água ($p < 0,05$). Entretanto, essas correlações devem ser consideradas com ressalvas, pois, por se tratar de um ambiente predominantemente deposicional, as mudanças na água e no sedimento possuem escalas de tempo diferentes (a coluna d'água pode sofrer mudanças ao longo do dia enquanto que o sedimento registra mudanças de longo prazo). Ainda assim, os menores valores de POrg foram registrados nos pontos com pH mais baixo: P1 próximo da margem acima do rio Mumbuca (8,12); e P2 de frente para o rio Mumbuca (7,71), enquanto os maiores teores ocorreram em áreas com pH mais elevado, como P10 (8,94), P11 (8,79) e P7 (8,59). O ponto P3 (conexão com a lagoa vizinha), que apresentou o pH mais alto da lagoa (8,97), também apresentou um valor relativamente elevado de POrg (129 mg/kg), o que reforça a tendência observada. No entanto, o POrg em P3 foi inferior ao de pontos mais internos, sugerindo que embora o pH influencie na retenção ou decomposição da matéria orgânica, outros fatores locais – como a taxa de deposição, a profundidade, a disponibilidade de oxigênio e a atividade microbiana – também modulam a concentração de POrg nos sedimentos (BRAGA *et al.*, 2023).

A localização de P3, na conexão com a lagoa adjacente, representa uma zona de maior renovação da água, o que pode reduzir a deposição da MO (pela maior circulação) e favorecer sua decomposição aeróbica (pela maior oxigenação da água) promovendo sua mineralização antes que fique preservada nos sedimentos. Já os pontos mais internos da lagoa apresentam condições mais favoráveis ao acúmulo de fósforo orgânico nos sedimentos, resultantes do maior confinamento, menor renovação das águas e possível estabilização do fósforo sob pH alcalino.

Nos pontos mais profundos e centrais da Lagoa de Maricá (P4, P5, P6, P7, P8, P9, P10 e P11), observa-se, em geral, maior acúmulo de fósforo total (PT) nos

sedimentos, refletindo sua maior deposição e preservação. Destacam-se os pontos P7, P10 e P11, com altos teores de POrg (258, 255, e 263 mg/kg, respectivamente), associados a pH mais alcalino, maiores concentrações de oxigênio dissolvido e de matéria orgânica nos sedimentos, o que favorece a preservação do POrg.

Já P8, embora profundo (1,50 m), apresentou os menores valores de oxigênio dissolvido (2,52 mg/L e 32,1% de saturação) e o pH mais baixo da lagoa (7,23), indicando um ambiente mais redutor. Essas condições favorecem a mineralização da matéria orgânica e a transformação de fósforo orgânico em inorgânico para a água. Isso pode explicar os altos valores de PI (381 mg/kg) e POrg relativamente baixos (118 mg/kg), mesmo com teor moderadamente alto de matéria orgânica nos sedimentos (11,76%). Assim, P8 parece representar um ambiente onde ocorre decomposição da matéria orgânica em condições de pouco oxigênio, favorecendo a transformação do fósforo orgânico em formas mais biodisponíveis e móveis.

O ponto 12, apesar de raso (0,52 m) e com pouca circulação, apresentou o maior valor de PT (582 mg/kg) e altas concentrações de POrg (213 mg/kg). Sua posição no fundo da lagoa, com hidrodinâmica reduzida, favorece o acúmulo de sedimentos mais finos e matéria orgânica (17,31%), contribuindo para a retenção e preservação do fósforo orgânico, mesmo em baixa profundidade.

6.5 - Metais

6.5.1 - Concentração pseudo-total de metais nos sedimentos superficiais

Como dito na seção “4.5.1 - Elementos-traço” a dinâmica de metais pela interface sedimento-água vai depender de diversas condições físico-químicas da coluna d'água, responsáveis por determinar o potencial de oxi-redução do local. Além disso, a presença de matéria orgânica, óxidos e hidróxidos de Fe e Mn, também vai influenciar na disponibilidade dos metais para o ambiente ou sua retenção ao sedimento.

Os limites de detecção para os metais analisados foram: (As – 4,38 µg/L; Cd – 89,0 ng/L; Cu – 0,56 µg/L; Cr – 0,70 µg/L; Fe 0,56 mg/L; Hg – 0,31 µg/L; Mn – 0,73 µg/L; Pb – 87,8 ng/L; Zn – 4,23 µg/L).

O material de referência padrão 2782, certificado pelo NIST (Instituto Nacional de Padrões e Tecnologia) foi utilizado para verificar a acurácia do método com o objetivo de controle de qualidade. Os percentuais de recuperação foram: 95% para o As,

97% para o Cd, 100% para o Cu, 100% para o Cr, 101% para o Fe, 109% para o Hg, 99% para o Mn 99% para o Pb e 106% para o Zn.

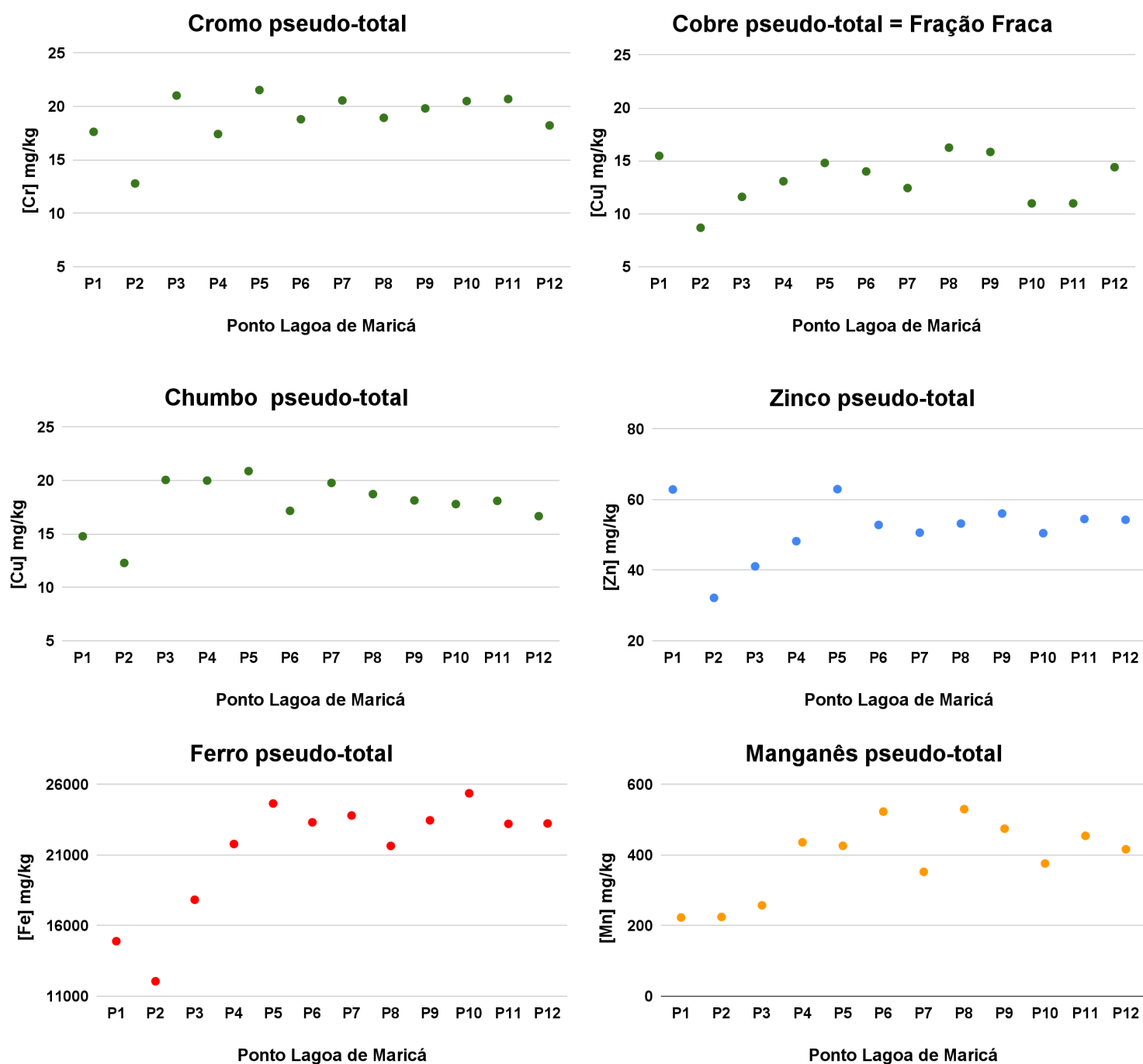


Gráfico 13: Distribuição da concentração pseudo-total de metais nos sedimentos (mg/kg).

A soma das frações fracamente ligadas aos sedimentos (biodisponíveis) e fortemente ligadas aos sedimentos, extraídas pelo método sequencial utilizado, é chamada de pseudo-total. As concentrações de As, Cd e Hg ficaram abaixo do limite de

detecção tanto na extração da fração biodisponível, como nas frações fortemente ligadas ao sedimento para todos os pontos analisados. Além disso, o Cu também apresentou concentrações abaixo do limite de detecção na fração fortemente ligada aos sedimentos, indicando que este metal não se mobilizou durante a extração forte, e, portanto, a fração biodisponível foi considerada, neste caso em específico, como o somatório de frações, aqui chamada de pseudo-total.

O gráfico 13 mostra a distribuição da concentração pseudo-total de metais nos sedimentos. Pode-se notar que P2 teve praticamente todos os valores de metais mais baixos em relação aos outros pontos. Esse fato pode estar relacionado com sua posição geográfica de frente para o aporte de água do rio Mumbuca, que é a maior fonte de efluentes com metais para a lagoa. Nesse ponto é esperado uma correnteza razoável com possível turbulência, impedindo que os metais se sedimentem ali, ocasionando menor concentração destes nos sedimentos. Outro ponto é que no P2 o percentual de matéria orgânica também foi o menor da lagoa, permitindo-nos inferir que por ter menos MO, a concentração de metais também foi menor, demonstrando que a MO tem um papel importante como retentora de metais nos sedimentos.

Também pode-se perceber que no P1 os metais tiveram valores menores que nos outros pontos para praticamente todos os metais, exceto pelo zinco e pelo cobre (estes metais tiveram correlação na fração biodisponível, que pode significar uma possível fonte comum destes contaminantes para a lagoa).

De forma geral, a maior parte dos pontos centrais da lagoa (P5, P7, P8 e P9) tiveram maiores concentrações de metais, o que pode estar relacionado com a granulometria visto que o percentual de argila correlacionou fortemente com todos os metais na fração fortemente ligada aos sedimentos (Mn e Pb: $p < 0,05$; Cr, Fe e Zn: $p < 0,001$), indicando que as frações mais finas de sedimento retém fortemente esses elementos, favorecendo sua imobilização.

Por outro lado, o percentual de areia correlacionou negativamente com as frações fortemente ligadas ao sedimento para o Cr, Fe, Mn e Zn, indicando que sedimentos mais arenosos possuem menor capacidade de retenção desses metais, provavelmente devido à baixa reatividade das partículas de areia, o que dificulta os processos de adsorção e complexação.

6.5.2 - Percentual da fração biodisponível e da fração fortemente ligada

Em geral, a fração biodisponível (fracamente ligada aos sedimentos) representa a porção mais instável e passível de ser mobilizada para a coluna d'água (Tabela 8). A fração fortemente ligada aos sedimentos reflete os metais associados a complexação orgânica e precipitação com óxidos de ferro e manganês (Tabela 9).

Tabela 8: Percentual da fração biodisponível em relação à concentração pseudo-total extraída.

% FRACAMENTE LIGADO						
amostra	Cr	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
P1	59,94	100,00	53,18	74,91	79,15	81,02
P2	59,00	100,00	60,02	81,98	79,86	75,08
P3	57,08	100,00	53,82	63,82	75,78	69,12
P4	56,82	100,00	62,01	82,66	85,15	71,47
P5	48,29	100,00	56,05	79,67	78,54	67,97
P6	55,31	100,00	57,17	79,14	81,57	71,18
P7	52,89	100,00	54,11	73,51	78,51	64,47
P8	58,56	100,00	58,00	81,13	82,50	74,43
P9	55,96	100,00	60,35	80,28	80,86	73,46
P10	55,47	100,00	58,38	74,33	77,13	68,35
P11	53,05	100,00	56,28	73,41	71,51	69,08
P12	54,87	100,00	60,47	80,77	76,81	76,63
MÉDIA	55,60	100,00	57,49	77,13	78,95	71,85

Analisando a tabela acima (Tab. 8) pode-se perceber que todos os metais predominaram na fração biodisponível (disponibilizando pelo menos 50% do total extraído), indicando potencial risco ecológico. O chumbo é considerado um poluente nos sistemas lagunares da região dos lagos (FERNANDEZ, 1980). Para esse metal especialmente tóxico (por não ter nenhuma função metabólica nos organismos), cerca de 80% da concentração extraída dos sedimentos em todos os pontos encontra-se biodisponível, o que pode indicar risco aumentado de contaminação deste metal nos sedimentos da lagoa como um todo.

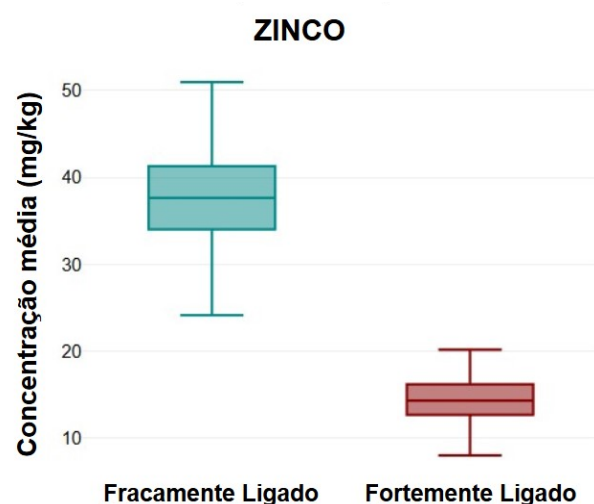
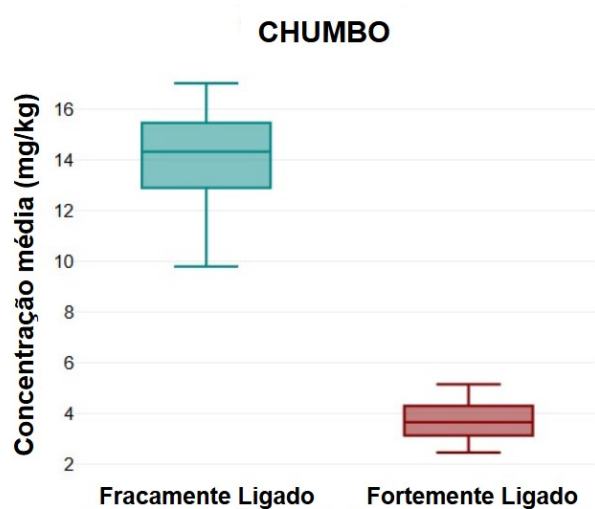
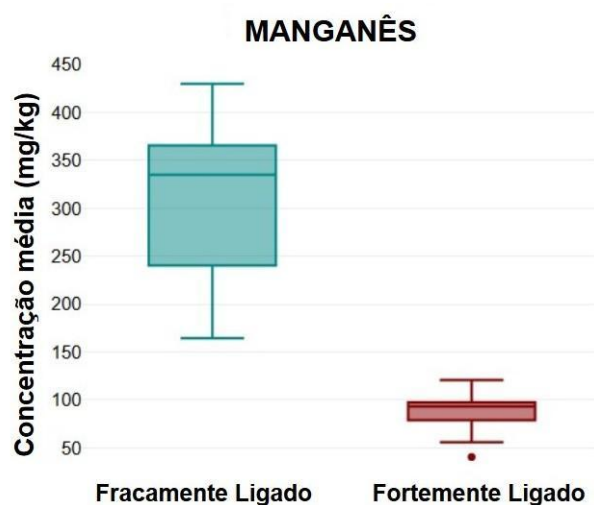
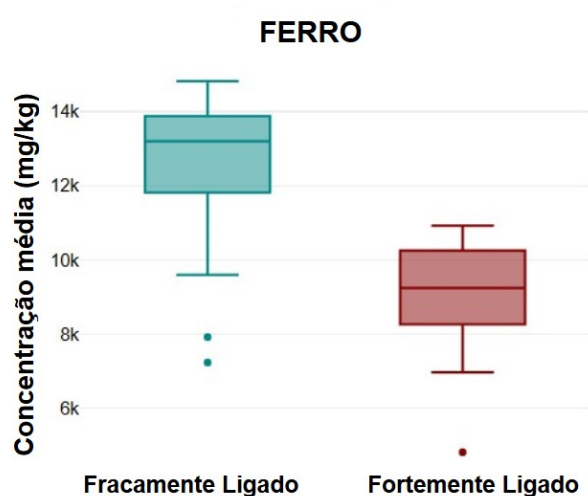
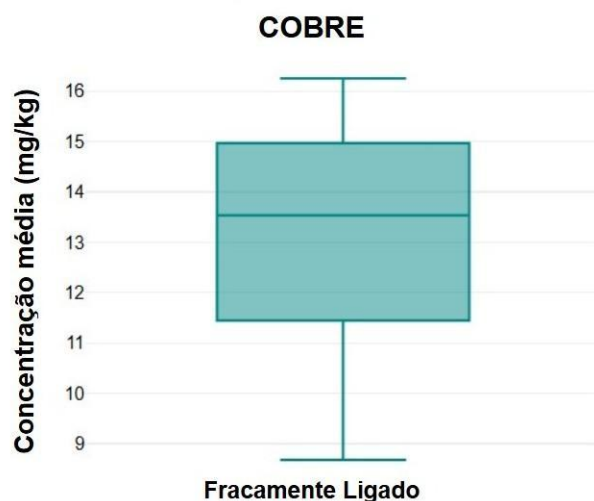
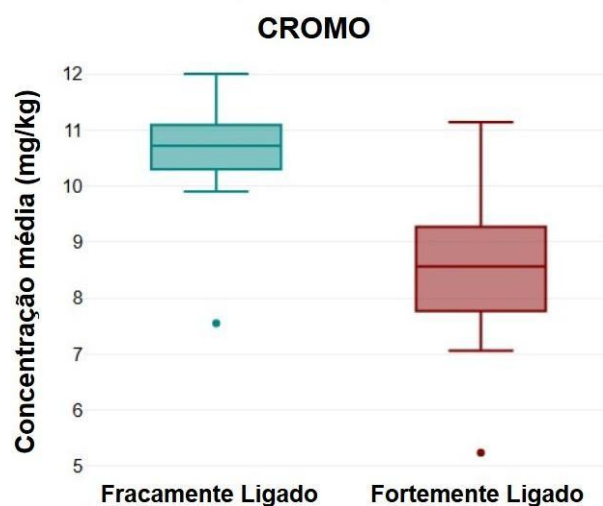
O mesmo para o cobre, um metal que apesar de possuir função metabólica, teve 100% de sua concentração disponibilizada na extração com ácido fraco, indicando que

este metal não está sendo retido pelos sedimentos em nenhum local da lagoa, de forma geral, podendo indicar também um risco aumentado. A disponibilidade do Cu nos sedimentos da lagoa somente na fração biodisponível pode estar ocorrendo pois, durante a extração dessa fração (HCl 1M), os carbonatos biogênicos (presentes na lagoa em forma de conchas) que podem estar sequestrando o cobre, são dissolvidos. Além disso, parte desse cobre pode estar chegando à lagoa em formas mais biodisponíveis devido a fontes antrópicas, como esgoto doméstico, que tendem a introduzir metais em frações mais lábeis (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

Metais como ferro e manganês, que formam complexos estáveis e possuem função de reter outros metais, tiveram em média aproximadamente 60 e 80% das concentrações sendo liberadas na fração biodisponível. Entretanto, seria esperado que principalmente o ferro (que faz parte da composição de diversos minerais) apresentasse uma menor mobilidade de forma geral.

Tabela 9: Percentual da fração fortemente ligada em relação à concentração pseudo-total.

% FORTEMENTE LIGADO						
amostra	Cr	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
P1	40,06	-	46,82	25,09	20,85	18,98
P2	41,00	-	39,98	18,02	20,14	24,92
P3	42,92	-	46,18	36,18	24,22	30,88
P4	43,18	-	37,99	17,34	14,85	28,53
P5	51,71	-	43,95	20,33	21,46	32,03
P6	44,69	-	42,83	20,86	18,43	28,82
P7	47,11	-	45,89	26,49	21,49	35,53
P8	41,44	-	42,00	18,87	17,50	25,57
P9	44,04	-	39,65	19,72	19,14	26,54
P10	44,53	-	41,62	25,67	22,87	31,65
P11	46,95	-	43,72	26,59	28,49	30,92
P12	45,13	-	39,53	19,23	23,19	23,37
MÉDIA	44,40	-	42,51	22,87	21,05	28,15



Gráficos 14: Boxplot da distribuição de metais (nas frações) nos 12 pontos da lagoa.

Na fração fracamente ligada aos sedimentos (biodisponível) não houve correlação dos metais com o percentual de MO. Entretanto, a concentração de fósforo

total correlacionou com o ferro biodisponível ($p < 0,05$), indicando que grande parte do fósforo está sendo retido por adsorção às partículas de hidróxido de ferro hidratado, especialmente sob condições mais oxigenadas e com pH neutro a levemente alcalino, como verificado em boa parte dos pontos amostrados na lagoa. Nessas condições, o ferro se encontra majoritariamente na forma oxidada (Fe^{3+}), atuando como importante fixador de fosfato, promovendo sua imobilização no sedimento. Então, os óxidos de ferro atuam como principais controladores da disponibilidade de fósforo em ambientes aquáticos. No entanto, mudanças no estado redox podem desfazer essa ligação, liberando fósforo para a coluna d'água e aumentando o risco de eutrofização (ESTEVES, 1998).

As frações de ferro nos sedimentos ajudam a explicar esse padrão: em P1, os teores de ferro pseudo-total (14.896,5 mg/kg) são superiores aos de P2 (12.059,0 mg/kg), com maior proporção de ferro fortemente ligado aos sedimentos – 46,8 % em P1 (6973,9 mg/kg) e 39,9 % em P2 (4820,9 mg/kg). Essa condição pode favorecer a retenção do fósforo inorgânico nos sedimentos de P1, formando complexos insolúveis com os óxidos férricos. Em contraste, a menor quantidade de ferro fortemente ligado em P2 sugere maior mobilidade do ferro na forma biodisponível (Fe^{2+}), o que pode estar associado à liberação de fosfato do sedimento para a água sob condições redutoras.

A fração de zinco fracamente ligada aos sedimentos correlacionou com os valores das concentrações de cobre biodisponível ($p < 0,05$), sugerindo uma possível origem comum desses metais, provavelmente associada a aportes antrópicos, como esgoto doméstico, resíduos urbanos – o que pode ser observado nos dados (Gráfico 13), onde o Ponto 1 logo acima do rio Mumbuca possui o maior valor de zinco da lagoa (50,94 mg/kg) e valores relativamente altos de cobre (15,47 mg/kg). Como mencionado anteriormente, os metais biodisponíveis não correlacionam com a MO, portanto a justificativa para a correlação entre Zn e Cu (na fração biodisponível) não pode ser dada devido à afinidade de metais por MO, fortalecendo a hipótese de uma possível fonte comum.

Quanto à fração fortemente ligada aos sedimentos, houve correlação entre Pb e Mn com o % de MO ($p < 0,05$). No caso do chumbo, essa associação sugere que o acúmulo de MO nos sedimentos aumenta a capacidade de retenção de Pb, estabilizando-o na fração menos lábil e limitando sua mobilização para a coluna d'água, mesmo em condições físico-químicas variáveis. Isso é especialmente importante, pois esse é metal com alta toxicidade. Para o manganês (na fração fortemente ligada aos

sedimentos), essa correlação indica que o acúmulo de MO favorece a formação de óxidos de manganês nos sedimentos, que têm tendência de reter metais em formas menos biodisponíveis, controlando a mobilidade destes e diminuindo o risco ambiental desses contaminantes nos sedimentos da lagoa (VIDAL e BECKER, 2006).

Além disso, o fósforo total nos sedimentos correlacionou positivamente com o manganês na fração fortemente ligada, o que sugere que os óxidos de manganês estão retendo o fósforo nos sedimentos, especialmente em áreas oxidadas com alta matéria orgânica. O manganês atua inicialmente adsorvendo fosfato em sua superfície, e posteriormente esses complexos são precipitados com ferro, reforçando a imobilização do fósforo nos sedimentos (ESTEVES, 1998).

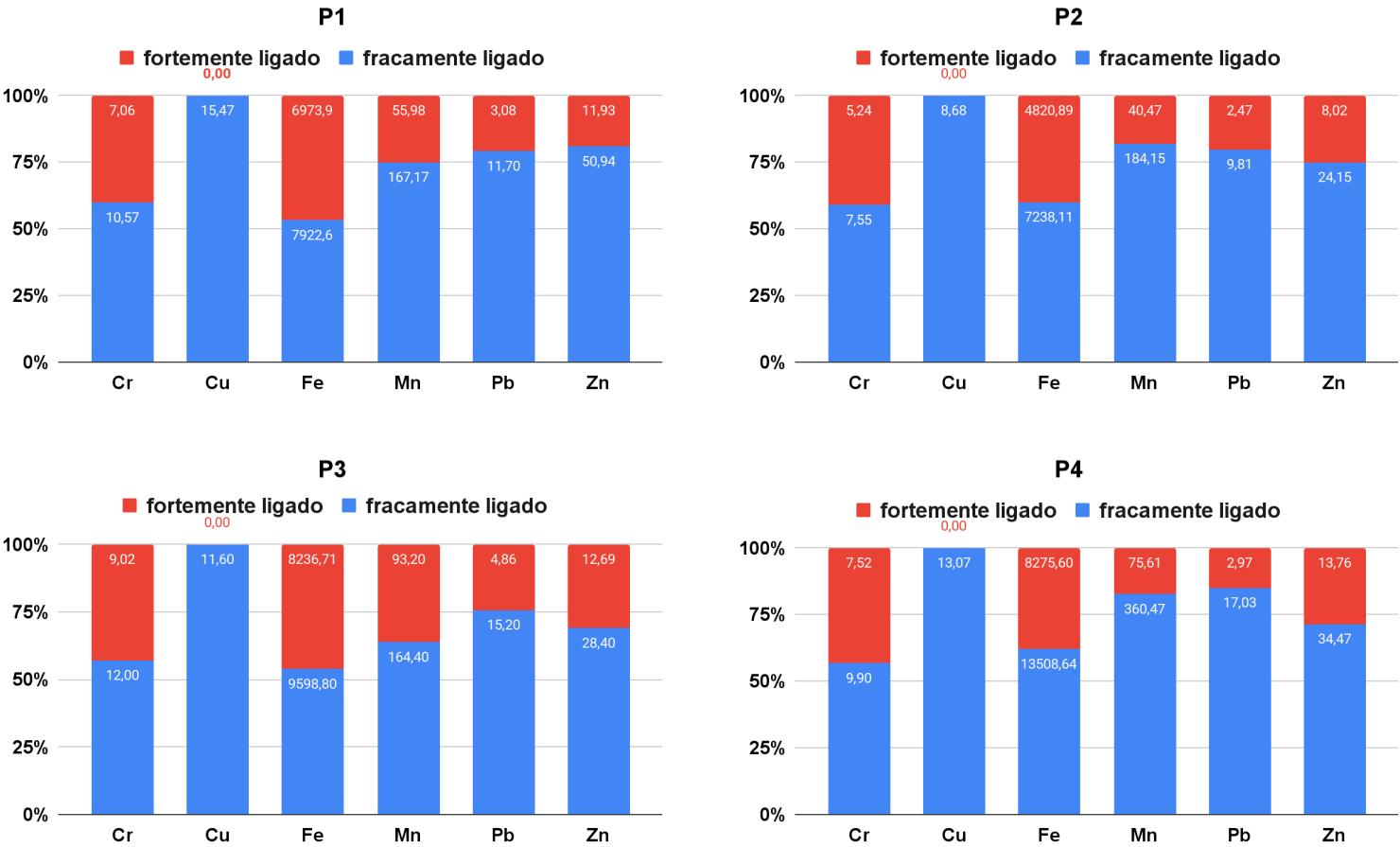
Cromo, chumbo, ferro e zinco na fração fortemente ligada aos sedimentos tiveram forte correlação com fósforo orgânico. Tendo em consideração que as formas orgânicas de fósforo são componentes de moléculas orgânicas (DNA, ATP, fosfolipídios, etc) sua origem nos ecossistemas geralmente está associada a MO autóctone ou alóctone. Tal associação, portanto, pode indicar que esses metais avaliados podem estar sendo retidos nos sedimentos por complexação com compostos orgânicos ou precipitados juntamente a fosfatos orgânicos, principalmente sob condições redutoras. A correlação de ferro com fósforo orgânico, reforça a ideia de coprecipitação ou adsorção sobre óxidos de ferro e matéria orgânica, atuando imobilizando os contaminantes. Esses padrões podem estar relacionados com a influência antrópica, como o aporte de efluentes domésticos e materiais orgânicos enriquecidos em fósforo e metais. Assim, o fósforo orgânico pode estar agindo como indicador de enriquecimento antrópico e favorecendo a retenção de metais pesados nos sedimentos, diminuindo sua disponibilidade (LACERDA *et al.*, 1999).

Além disso, houve correlações significativas entre metais nas frações menos biodisponíveis, como Cr com Pb e com Zn ($p < 0,01$) e Pb com Zn ($p < 0,05$). Isso pode sugerir fontes comuns de contaminação para esses elementos; possivelmente proveniente de descarga de efluentes urbanos/industriais, que podem conter diferentes metais simultaneamente, ou de escoamento superficial, principalmente em áreas urbanizadas ao redor da lagoa. A presença conjunta desses metais nas frações fortemente ligadas sugere que, embora estejam associados a fases mais estáveis, ainda refletem um histórico de poluição persistente.

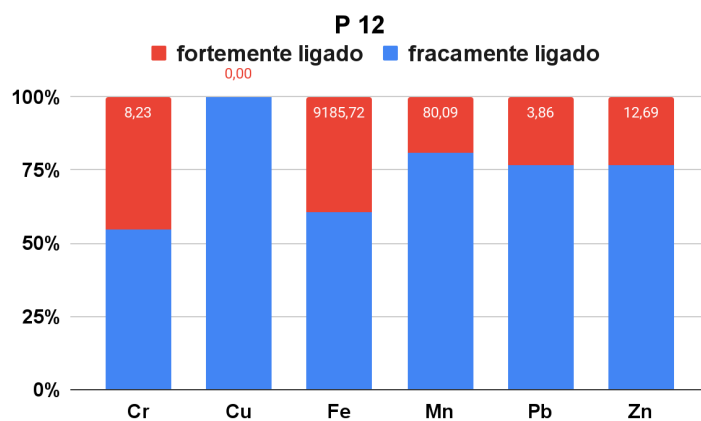
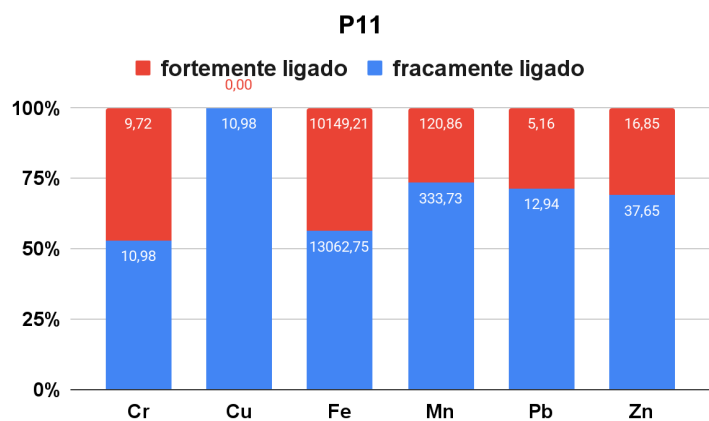
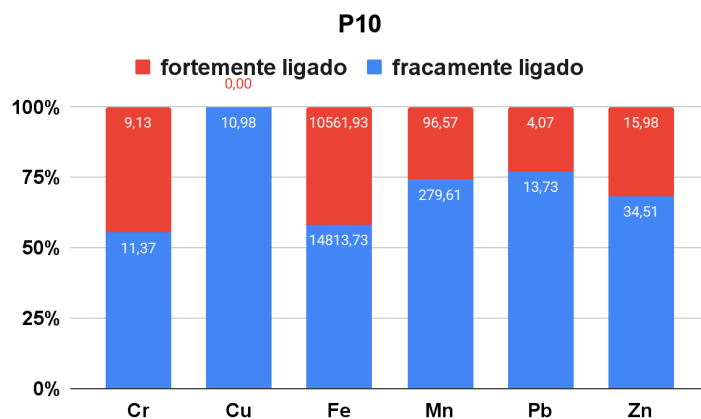
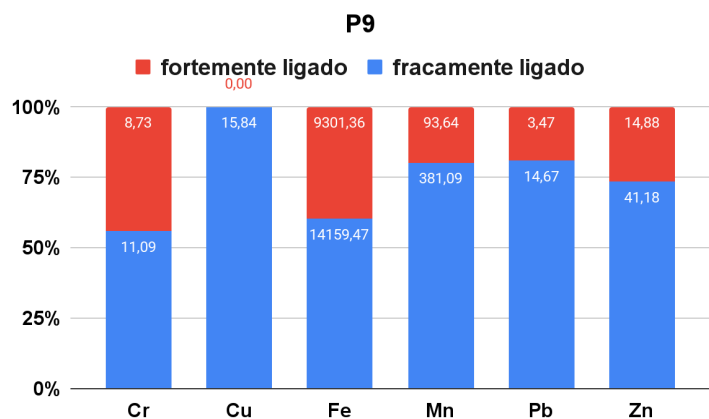
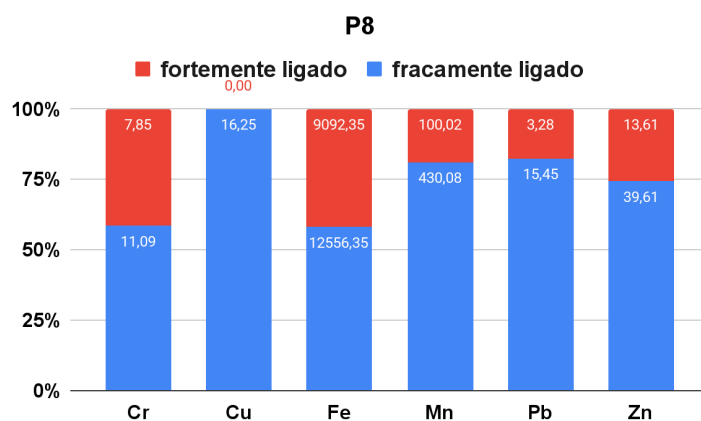
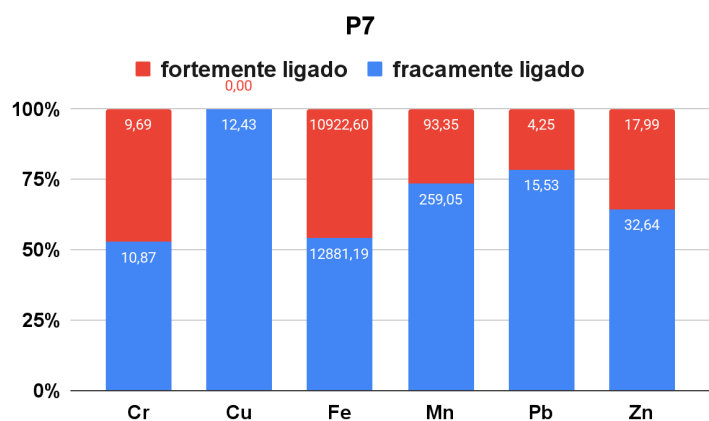
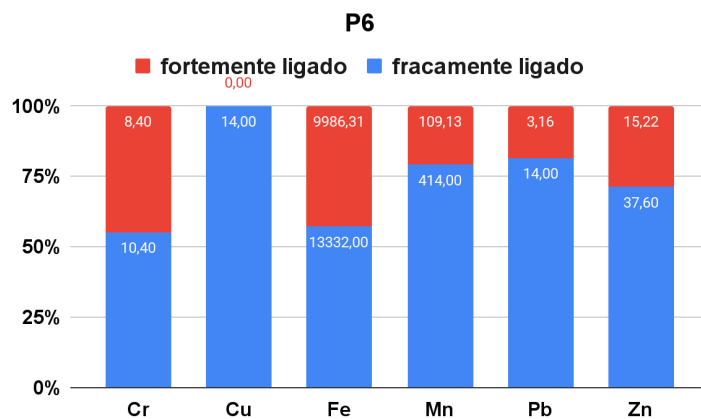
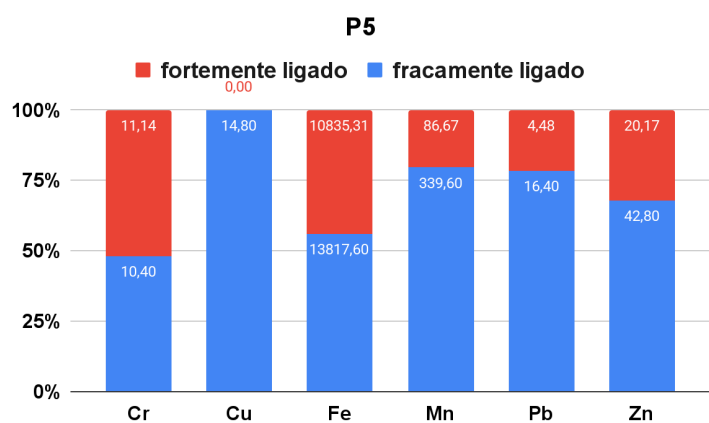
A associação destes contaminantes (Cr, Pb e Zn) com metais como ferro e manganês indicam que óxidos de ferro e manganês atuam como complexantes e

carreadores desses metais, o que é típico em ambientes como lagoas costeiras com aporte de matéria orgânica e condições redox variáveis nos sedimentos (RODRIGUES *et al.*, 2023). Houve correlação de Fe com Cr e com Zn ($p<0,01$), Fe com Mn e com Pb ($p<0,05$) e Mn com Zn ($p<0,05$). Em condições redutoras, Fe e Mn podem ser mobilizados, liberando metais anteriormente adsorvidos. Isso representa um risco potencial de remobilização, especialmente em eventos de diminuição do oxigênio dissolvido (AZEVEDO E CHASIN, 2003).

Apesar desses metais estarem associados às frações mais estáveis, eventos de anoxia (comuns em ambientes eutrofizados e tropicais) podem aumentar a biodisponibilidade desses metais dissolvendo dos óxidos de Fe e Mn que atuam na retenção temporária, mas não definitiva desses contaminantes. Em sedimentos com alta matéria orgânica, a decomposição pode induzir condições anóxicas, acelerando esse processo (RODRIGUES *et al.*, 2023).



Gráficos 15: Frações metálicas fracamente e fortemente ligadas aos sedimentos (P1-P4).



Gráficos 15: Frações metálicas fracamente e fortemente ligadas aos sedimentos (P5-P12).

Analisando os gráficos 14 e 15 e as tabelas 8 e 9 pode-se perceber que a fração biodisponível possui valores, no geral, bem superiores à fração fortemente ligada aos sedimentos, principalmente para os metais Mn, Pb e Zn, sugerindo maior risco ambiental associado a biodisponibilidade; pois a maior parte dos metais estão provavelmente em fases trocáveis, ligados a carbonatos ou formas solúveis. Esses possíveis riscos, vão ser melhor avaliados através dos índices de qualidade de sedimentos utilizados neste estudo.

O cobre, como já foi mencionado anteriormente, não se mobilizou durante a extração forte (teve as concentrações abaixo do limite de detecção), neste caso indicando que 100% do Cu estava na fração biodisponível, portanto as concentrações ditas como totais aqui no trabalho são similares à esta fração. Ainda assim, comparando os valores de Cu com os de Cr, que estão na mesma escala de concentração, percebemos que o cobre teve uma variação maior da concentração pela lagoa, enquanto o cromo teve valores menos discrepantes entre os pontos analisados.

Já nas frações fortemente ligadas aos sedimentos, a maior parte dos valores ficaram menores que os da fração biodisponível, indicando que somente uma menor parte da fração pseudo-total extraída está estabilizada nos sedimentos e com menor risco de disponibilidade para o ambiente; a não ser por mudanças mais consideráveis em condições redox e pH.

No ponto 2 praticamente todos os metais apresentaram a menor mobilidade dentre os locais analisados na lagoa (metais tiveram as menores concentrações na fração biodisponível e fortemente ligada). Isso se reflete nos gráficos 14, onde pode-se observar que o P2 foi o outlier para três metais: cromo e ferro (fração biodisponível e fortemente ligada) e manganês (somente a fração fortemente ligada). Esse fato se justifica provavelmente pois este ponto localizado de frente para o rio Mumbuca, recebe águas em condições muito redutoras (oxigênio 60,7 % ou 4,80 mg/L; pH 7,71), fazendo com que nesse ponto os metais estejam dissolvidos na água, se precipitando tardiamente (o que também pode ser justificado pelo maior fluxo fluvial que movimenta as águas nessa região).

6.6 - Índices de Qualidade de Sedimento - IREP e IGeo

6.6.1- IGeo

Os valores do IGEO calculados por ponto da lagoa variaram, a depender do metal, da classe 1 do índice (pouco a moderadamente poluído) à classe 5 (forte a muito fortemente poluído) e estão dispostos abaixo (tabela 10). O ponto 5 foi o local com maior incremento de metais de origem antropogênica de toda a lagoa. Possíveis explicações para o maior incremento ser encontrado neste ponto incluem alto teor de silte e argila, bem como de matéria orgânica.

Tabela 10: Resultado do cálculo do índice de geoacumulação (IGeo).

Índice de Geoacumulação														
IGEO	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	Classe IGeo	Classificação
CROMO	1,3	0,8	1,5	1,2	1,6	1,4	1,5	1,4	1,4	1,5	1,5	1,3	1-2	Pouco a moderadamente poluído & moderadamente poluído
COBRE	3,1	2,3	2,7	2,9	3,0	3,0	2,8	3,2	3,1	2,6	2,6	3,0	3-4	Moderado a fortemente poluído & Fortemente poluído
CHUMBO	3,5	3,2	3,9	3,9	4,0	3,7	3,9	3,8	3,7	3,7	3,7	3,6	4	Fortemente poluído
ZINCO	5,0	4,0	4,4	4,6	5,0	4,8	4,7	4,8	4,8	4,7	4,8	4,8	5	Forte a muito fortemente poluído

Apenas cromo, cobre, zinco e chumbo serão debatidos e avaliados pelo IGeo pois estes são metais potencialmente mais tóxicos e introduzidos pelas atividades humanas. O IGeo não avalia o incremento de ferro nem manganês devido à função ambiental e presença natural desses elementos nos sedimentos (grande abundância na crosta). Além do fato que Fe e Mn atuam grande parte das vezes como controladores geoquímicos, e não como contaminantes (salvo em casos onde que haja evidências de contaminação industrial próxima).

Chumbo e zinco foram os metais que indicaram os mais altos graus de contaminação, com valores de IGeo nas classes 4 e 5 (fortemente poluído — forte a

muito fortemente poluído) em todos os pontos da Lagoa de Maricá. Esses valores podem sugerir um significativo aporte antrópico, possivelmente relacionado a fontes urbanas e industriais, como escoamento urbano (em função da chuva), lançamento de efluentes nos rios da bacia de drenagem, além da descarga de resíduos sólidos em pequenos córregos e nas margens da lagoa.

O chumbo, amplamente utilizado em combustíveis e liberado para a atmosfera pelos automóveis, tende a se acumular nos sedimentos por sua baixa mobilidade, apresentando riscos ecotoxicológicos mesmo em concentrações moderadas. O zinco, por sua vez, é principalmente associado ao lançamento de esgoto doméstico, mas também às emissões industriais, à corrosão de materiais metálicos, galvanização, e ao desgaste de pneus e peças automotivas, sendo um contaminante típico de áreas urbanizadas (AZEVEDO e CHASIN, 2003; ATSDR, 2005). A elevação desses índices em múltiplos pontos evidencia zonas críticas de acúmulo de metais, reforçando a necessidade de medidas de gestão ambiental e controle de fontes de poluição no entorno da lagoa.

Em seguida, o cobre apresentou valores de IGEO nas classes 3 e 4 (moderado a fortemente poluído — fortemente poluído) para todos os pontos. O incremento de Cu encontra-se distribuído pelos pontos da lagoa de forma que a maioria dos pontos se classifica na classe 3 e os pontos que atingem a classe 4 não possuem valores muito elevados (P1: ponto marginal acima do rio Mumbuca; P8 e P9: porções mais centrais sendo P8 próximo ao canal do bairro Imbassai).

O cobre é amplamente utilizado em tubulações, sistemas elétricos, tintas e defensivos agrícolas, sendo comumente encontrado em áreas sujeitas ao escoamento superficial urbano e efluentes domésticos. Sua elevada afinidade por partículas finas e matéria orgânica facilita seu acúmulo nos sedimentos, onde pode permanecer por longos períodos. O menor valor do índice observado em P2 pode estar associado à sua localização em frente ao Rio Mumbuca, onde a dinâmica fluvial local pode promover maior diluição dos contaminantes, além de favorecer o transporte e dispersão dos sedimentos finos, dificultando o acúmulo de metais como o cobre. Além disso, a maior energia hidrodinâmica deste ponto pode resultar em sedimentos com granulometria mais grossa, menos favoráveis à adsorção de metais; o que é corroborado quando se observa que os valores de IGeo para todos os metais são menores justamente no P2. Esse contraste reforça o papel da hidrodinâmica local e das características físico-químicas do sedimento como moduladores da distribuição espacial da contaminação. Ainda assim,

os valores elevados de Cu em todos os pontos indicam uma condição de contaminação sedimentar generalizada, refletindo a influência contínua de fontes urbanas e difusas pela bacia da lagoa, além do potencial risco à biota bentônica, exigindo monitoramento contínuo e ações mitigadoras (AZEVEDO e CHASIN, 2003; ATSDR, 2024).

Cromo foi o metal que apresentou o menor incremento por atividade antrópica na região, com valor de IGeo na classe 2 (moderadamente poluído) para todos os metais exceto pelo P2 onde a classe foi 1 (pouco a moderadamente poluído). Esse resultado sugere um incremento mais discreto de Cr por fontes antrópicas, quando comparado ao chumbo, zinco e cobre. O cromo é um elemento que pode ter tanto origem natural (intemperismo de rochas máficas e ultramáficas) quanto antrópica (resíduos industriais, curtumes, pigmentos e produtos químicos). No entanto, a baixa intensidade de poluição registrada pode indicar que na bacia de drenagem da Lagoa de Maricá, não existam fontes significativas de Cr associadas aos usos urbanos predominantes. Assim, os resultados de IGeo para o cromo reforçam que a contaminação sedimentar por esse metal é relativamente limitada, e que sua presença nos sedimentos pode estar mais ligada a processos naturais (de origem geológica) do que a impactos diretos das atividades humanas (CETESB, 2022).

6.6.2- IREP

Baseado no requisito da concentração de Hakanson (1980), o fator de contaminação mostra a razão entre as concentrações atuais e pré-industriais. Áreas com maiores valores de FC para determinada substância demonstram maior risco potencial. Os valores obtidos estão dispostos e classificados abaixo (tabela 11).

Tabela 11: Resultado do cálculo do fator de contaminação (FC).

Fator de Contaminação													
metais	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	Classificação FC
CROMO	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	CONSIDERÁVEL
COBRE	13	7	10	11	12	12	10	14	13	9	9	12	MUITO ALTO
CHUMBO	16	14	22	22	23	19	22	21	20	20	20	19	MUITO ALTO
ZINCO	48	25	32	37	48	41	39	41	43	39	42	42	MUITO ALTO

De acordo com a classificação o Cr possui um fator de contaminação “considerável” em todos os pontos da lagoa ($3 \leq FC < 6$). Para todos os outros metais

(Cu, Pb e Zn) todos os pontos da lagoa possuem um fator de contaminação considerado “muito alto” ($FC \geq 6$).

Pode-se observar que os metais possuem diferentes faixas de FC. O cromo representa a menor razão entre as concentrações naturais e pré-industriais, seguido do cobre e do chumbo, sendo o zinco o metal que possui o maior incremento em relação às concentrações naturais.

Os valores de FC podem ser diretamente relacionados com o resultado do IGeo, pois a base para o cálculo de ambos é a mesma (incremento das concentrações atuais do metal sobre as concentrações de background). Os resultados mostram que FC e IGeo classificaram os pontos de amostragem de forma semelhante; ambos demonstraram que a ordem crescente de contaminação foi cromo, cobre, chumbo e zinco.

A soma dos FC fornece o grau de contaminação GC, que considera que locais contaminados por mais de um metal devem possuir um risco potencial mais elevado (requisito de número de Hakanson, 1980). Os valores dos graus de contaminação estão dispostos abaixo (tabela 12):

Tabela 12: Resultado do cálculo do grau de contaminação (GC).

Grau de Contaminação													
Ponto	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	Classificação GC
GC	81	48	68	74	88	75	75	79	81	72	75	76	MUITO ALTO

Os graus de contaminação em todos os pontos foram considerados como “muito alto” ($GC \geq 32$). Indicando que mesmo que ocorram metais com menor incremento em relação às concentrações naturais (FC), o nível de contaminação ao considerar a quantidade de metais que está se acumulando devido a ações antrópicas ainda é elevado demonstrando um elevado grau de contaminação nos sedimentos.

O zinco foi o metal que mais contribuiu para o aumento do grau de contaminação (também teve os maiores valores de FC), além de ter sido o metal com maior incremento pelo índice de geoacumulação. A presença deste metal está relacionada principalmente ao esgoto doméstico, o que possivelmente pode significar uma grande contribuição desses efluentes para a lagoa.

Em seguida temos o resultado dos REP de cada metal (tabela 13) e do IREP (tabela 14) que é o somatório dos REP (considerando que quanto mais metais maior é o risco potencial).

Tabela 13: Risco ecológico potencial de cada metal (REP).

REP												
REP	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
CROMO	8	4	11	8	11	10	10	8	10	10	10	9
COBRE	76	31	63	58	74	74	60	74	78	53	56	73
CHUMBO	97	58	146	119	139	121	126	113	120	114	124	113
ZINCO	57	21	42	40	58	52	45	44	51	45	52	51

Tabela 14: Resultado do índice de risco ecológico potencial (IREP) por ponto da lagoa.

Índice de Risco Ecológico Potencial												
Ponto	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
IREP	239	114	263	225	282	257	240	240	259	222	242	246

Os resultados do IREP variaram de 114 a 282, demonstrando que o risco potencial não teve grandes variações por área na lagoa. Todos os pontos enquadram-se na classificação de risco moderado ($150 \leq \text{IREP} < 300$), exceto o Ponto 2 que é classificado como baixo risco ($\text{IREP} < 150$).

Essa homogeneidade nos valores do IREP sugere que a Lagoa de Maricá está sujeita a um aporte generalizado de metais potencialmente tóxicos (especialmente chumbo e zinco), refletindo o caráter difuso da contaminação, provavelmente associada ao uso e ocupação do solo urbano e ao escoamento superficial. O fato de nenhum ponto atingir a classe de risco "considerável" ($\text{IREP} \geq 300$) não diminui a relevância ambiental dos dados, uma vez que a classificação moderada já indica impacto potencial à biota, especialmente aos organismos associados ao sedimento.

O valor mais baixo registrado no Ponto 2, localizado em frente ao Rio Mumbuca — principal afluente da lagoa — pode estar relacionado a fatores como maior diluição de contaminantes pela descarga fluvial contínua e/ou diferenças nas características sedimentares locais, como granulometria mais grossa e menor teor de matéria orgânica, que reduzem a retenção de metais.

O ponto 5 teve o maior valor de IREP (282), seguindo a tendência observada pelos maiores FC e GC; e também observada no IGeo. Características deste ponto, como alto teor de sedimentos finos e de matéria orgânica sedimentar podem auxiliar no maior FC e consequentemente contribuir para o maior IREP encontrado. Contudo, seria importante compreender melhor as interferências neste ponto.

O ponto 3 também teve um alto valor de IREP dentre os avaliados (263). Esse ponto fica localizado na conexão com a lagoa adjacente e possui também o maior pH e maiores níveis de oxigenação da lagoa, além de um percentual de MO consideravelmente alto para a região. Essas condições ambientais favorecem o acúmulo de metais nos sedimentos. O elevado teor de matéria orgânica, junto do pH mais alcalino e da melhor oxigenação, cria um ambiente propício à adsorção e retenção de metais, como Cu, Zn e Pb nos sedimentos. Além disso, a localização na conexão com a lagoa ao lado pode significar que este local recebe partículas ricas em metais oriundas de diferentes áreas da bacia. Esses fatores contribuem para o aumento das concentrações totais de metais no sedimento, refletindo-se em um maior risco ecológico potencial.

Pode-se também estabelecer uma relação no P3 entre sua localização ser embaixo de uma importante rodovia da região (RJ-114) e o fato de que neste local o REP (risco ecológico potencial) para o chumbo (liberado com o desgaste de pneus) foi o maior dos 12 pontos (146,33); valor que chega a ser quase três vezes maior que no P2 (57,69), por exemplo, demonstrando que possivelmente há relação da rodovia com a alta quantidade de chumbo em P3.

O P12, ponto de amostragem com menor profundidade, apresentou valores altos de GC, entretanto, por possuir maior MO (17%) e o maior PT de todos (581 mg/kg), o valor do IREP não foi um dos mais altos, demonstrando como o índice relaciona trofia com o risco.

De modo geral, a utilização do índice de risco ecológico potencial complementa a análise do IGeo ao integrar a toxicidade específica de cada metal à sua concentração relativa, considerando as características do meio, permitindo uma avaliação mais realista do risco ambiental. Através da informação das características e funcionamento do meio, o IREP mostra a potencialização da geodisponibilidade dos metais em biodisponibilidade. A predominância da classe "moderado risco" evidencia que, embora não se trate de um cenário crítico, existe uma pressão contaminante persistente e relevante, que necessita de continuidade no monitoramento e a adoção de medidas preventivas para controle de fontes difusas de poluentes e proteção dos ecossistemas aquáticos da região.

6.7 - Concentração de microplásticos nos sedimentos superficiais

Este estudo encontrou nas 12 amostras (100g cada) um total de 1.755 partículas de MPs na lagoa de Maricá, sendo: 1.571 fibras, 136 fragmentos e 48 emaranhados de

fibras (incontáveis fibras), dispostos abaixo (tabela 15). A média de MPs foi de 146 unidades/ponto. Na figura abaixo (Figura 12) estão alguns dos diferentes formatos de MPs encontrados nos sedimentos superficiais do estudo.

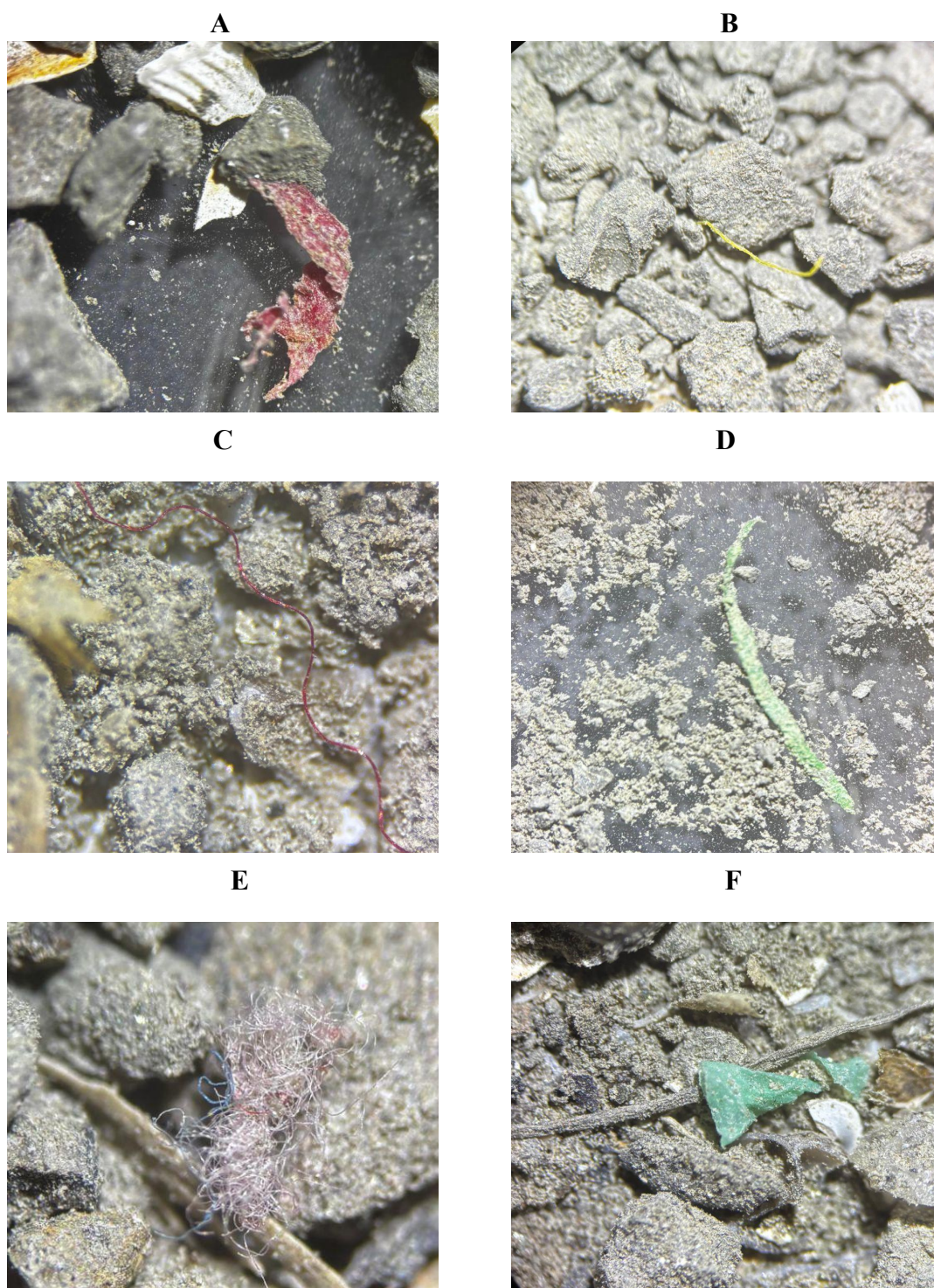
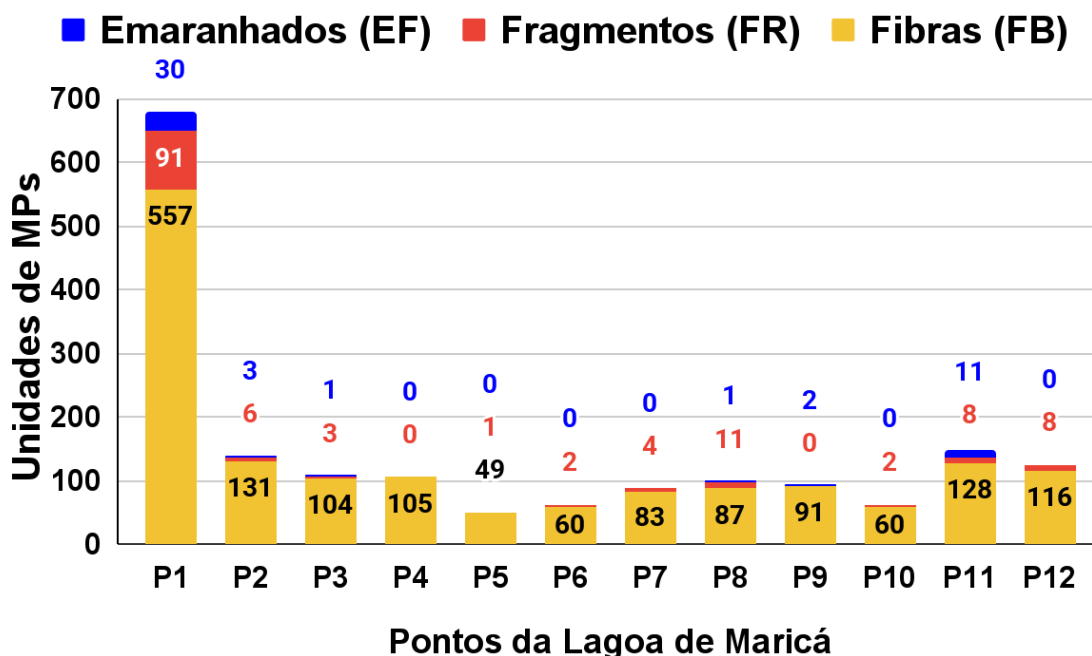


Figura 12: Microplásticos coletados na Lagoa de Maricá. A = fragmento vermelho; B = fibra amarela; C = fibra vermelha; D = fibra verde. E = emaranhado colorido; F = fragmento verde

Tabela 15: Quantidade de MPs por ponto da lagoa de Maricá.

Amostra	Fibras	Fragmentos	Emaranhados	TOTAL
P1	557	91	30	678
P2	131	6	3	140
P3	104	3	1	108
P4	105	0	0	105
P5	49	1	0	50
P6	60	2	0	62
P7	83	4	0	87
P8	87	11	1	99
P9	91	0	2	93
P10	60	2	0	62
P11	128	8	11	147
P12	116	8	0	124
MÉDIA	131	11	4	146

Pode-se observar a partir do gráfico 16 (abaixo) e da tabela 15 (acima) que a quantidade de fibras (e seus emaranhados) são as mais expressivas dentre os tipos de microplásticos. Os fragmentos foram pouco abundantes de forma geral, e sua presença foi principalmente relacionada com a quantidade de fibras ($p < 0,01$).

**Gráfico 16:** Quantidade de MPs (diferentes tipos) por 100g de sedimento peneirado).

Fibras e emaranhados podem ser considerados a mesma variável a fim de contabilização. Apenas foi feita a separação pois nos emaranhados era impossível contar o número de fibras enroladas em si, e estes são, portanto, um indicador de uma quantidade de fibras substancialmente maior que as contabilizadas.

Microplásticos na Lagoa de Maricá (%)

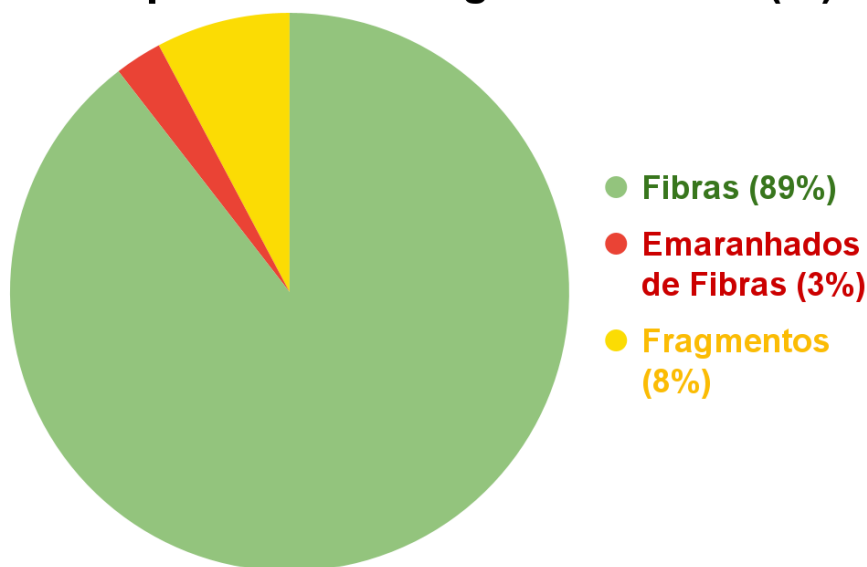


Gráfico 17: Percentual dos tipos de MPs contabilizados ao todo na lagoa.

Juntas, as quantidades de fibras e emaranhados somam cerca de 92% dos microplásticos contabilizados e 8% apenas são fragmentos (Gráfico 17).

A quantidade de microplásticos apresentou correlações fortes com a salinidade, granulometria e com alguns metais analisados, porém todas exclusivamente negativas. Emaranhados de fibras mostraram correlação significativa com a salinidade ($P < 0,01$) e com o total de sólidos dissolvidos ($p < 0,05$), ou seja, em regiões menos salinas e com menor concentração de íons dissolvidos (como próximo de rios) havia maior quantidade de emaranhados de fibras; indicando que o aporte fluvial provavelmente é uma importante fonte de MPs para a lagoa.

Quanto aos MPs e a granulometria, as fibras apresentaram correlação forte (e negativa) apenas com o percentual de argila nos sedimentos ($p < 0,01$), sugerindo que a maior quantidade de fibras foi encontrada em áreas com predominância de silte ou areia, ou seja, pontos menos centrais. Outra explicação poderia ser atrelada ao método de tratamento das amostras para a contagem de MPs, onde a fração fina de sedimentos era perdida via peneiramento. Desta forma, MPs menores (fora da faixa de tamanho

analisada neste presente trabalho), ligados a argilas, seriam perdidos. Quanto às outras frações de sedimentos, não houve correlação com os MPs.

Quanto aos metais fracamente ligados aos sedimentos, o Pb foi o único elemento que correlacionou significativamente (de forma negativa) tanto com fibras quanto com emaranhados ($p < 0,05$). Já os metais fortemente ligados aos sedimentos tiveram correlações indicando que maiores quantidades de fibras ocorrem onde há menor teor de metais como Cr ($p < 0,05$), Fe e Zn ($p < 0,01$). Uma explicação para esse padrão na verdade também pode estar relacionada à granulometria dos sedimentos e ao processo metodológico de peneiramento utilizado para a triagem dos microplásticos. Durante a triagem dos sedimentos para análise de microplásticos, o peneiramento eliminou boa parte dos sedimentos mais finos — especialmente as frações silte e argila, que são justamente as com maior capacidade de retenção de metais, principalmente na fração fortemente ligada. Assim, o sedimento analisado para microplásticos é uma fração mais arenosa e com menos metais, o que pode explicar a correlação negativa observada: onde foi contabilizado maior presença de fibras, havia proporcionalmente menos sedimento fino e, conseqüentemente, menor acúmulo de metais fortemente ligados.

A quantidade de fragmentos correlacionou somente com as fibras (positivamente). Além disso, as únicas correlações positivas de MPs foram dos formatos de MPs entre si; sugerindo que locais com mais partículas tendem a ter também uma maior diversidade de formatos de MPs.



Figura 13: Mapa da Lagoa de Maricá com distribuição de MPs por ponto.

O mapa acima (Figura 13) mostra a distribuição de MPs na lagoa de Maricá. Pode-se perceber que os microplásticos estão dispersos por toda a lagoa, e podem se acumular de maneira significativa em pontos específicos, como por exemplo em P1, logo acima da foz do rio Mumbuca, onde foi contabilizada uma quantidade bem elevada de MPs (678 unidades) quando comparado a P6 (bem no centro da lagoa) com 62 unidades de MPs.

Observa-se também que, de uma forma geral, regiões centrais da lagoa tiveram menor concentração de MPs em relação às regiões mais marginais (Figura 13). Além disso, regiões mais próximas de bairros populosos e de córregos e rios tiveram quantidades mais expressivas de microplásticos. O ponto 1 que fica logo acima do rio Mumbuca foi o local que mais apresentou MPs, provavelmente trazidos pelo rio e se acumulam nos sedimentos lagunares das margens, onde há menos turbulência. Outro fator importante a se considerar no P1 é que este é um ponto bem próximo da concentração populacional e de pouca profundidade, podendo estar sujeito a receber um maior aporte de materiais lixiviados da porção terrestre.

Regiões mais de “fundo” da lagoa, ou seja, menor turbulência e maior distância dos aportes do rio principal, também tiveram quantidades razoáveis de MPs (P12, P9 e P8). Regiões como P3 e P11, próximas da comunicação com a lagoa adjacente, recebem fluxo de água da mesma, trazendo materiais em suspensão. Além disso, o P3 especificamente encontra-se localizado próximo de uma ponte, sendo que suas margens são utilizadas para pesca amadora, principalmente pesca por tarrafa, o que pode contribuir com o aporte de materiais plásticos.

No presente momento, o único estudo encontrado de microplásticos na região foi o de Corrêa (2022), que avaliou a presença de MPs em sedimentos de fundo em 10 pontos de amostragem (utilizando busca fundo van Veen; mesmo método de coleta) na Lagoa de Maricá e encontrou uma média de aproximadamente 69 MPs kg⁻¹. A tabela abaixo (Tabela 16) mostra a quantidade de microplásticos encontrados neste estudo e no trabalho de referência na mesma região.

O presente estudo contabilizou 1.755 partículas num total de 1.200 g de sedimento triado. Entretanto, a quantidade de MPs por kg de sedimento da lagoa não pode ser determinada aqui. Foi medido somente o peso dos sedimentos antes do peneiramento, porém essa medida não foi feita após; somente foi homogeneizado e retirada a alíquota de 100g. Além disso, apesar de ambos terem tido o mesmo tipo de coleta, os métodos de tratamento e análise também foram diferentes, portanto os

resultados não são totalmente comparáveis. Corrêa (2022) realizou a retirada da MO dos sedimentos com peróxido de hidrogênio sob aquecimento e também o processo de flotação. Neste estudo, a etapa da retirada da MO não foi necessária, pois na etapa de testes previamente realizada, a contagem de MPs nos sedimentos foi feita de forma eficiente após o peneiramento, não sendo necessária a retirada da MO nem a flotação para separar os MPs.

Tabela 16: Comparação de MPs encontrados neste estudo e no de Corrêa *et al.*, 2022.

Tipos de MPs (unidades)	Este estudo	Corrêa <i>et al.</i> , 2022
Fibras	1571	400
Emaranhados	48	0
Fragmentos	136	110
Filme	0	160
Pellet	0	0
Isopor	0	0
Espuma	0	20
TOTAL	1755	690

No estudo de Corrêa *et al.*, 2022, os MPs encontrados foram 400 fibras (58%), 110 fragmentos (16%), 160 filmes (23%) e 20 espumas (3%). Neste estudo a classificação foi mais generalista, e considerou filmes e fragmentos na mesma classificação. Aqui foram encontrados 1571 fibras (89%), 48 emaranhados (3%) e 136 fragmentos (8%). Apesar da diferença na proporção, fibras foram o tipo mais encontrado em ambos os estudos. A menor proporção de fragmentos quando comparado com a literatura (CORRÊA, 2022) local pode refletir tanto às diferenças metodológicas e analíticas, como um eficiente sistema de coleta de resíduos sólidos em Maricá, ou talvez até uma degradação mais lenta de macroplásticos nesse ambiente lagunar.

Essa distribuição sugere que as fibras são o tipo dominante de microplástico nesse ambiente. Estas fibras são os principais microplásticos liberados durante a lavagem de materiais sintéticos, como roupas e outros tecidos de uso doméstico. Quando o esgoto doméstico não passa por um sistema eficiente de tratamento, essas fibras podem ser facilmente carregadas para os corpos d'água (GESAMP, 2015). O fato

de Maricá estar passando por um crescimento populacional intenso não acompanhado pela cobertura de saneamento (SANTOS *et al.*, 2021), reforça essa hipótese.

Fragmentos normalmente derivam da degradação de materiais plásticos maiores, como embalagens, sacolas, objetos plásticos rígidos, entre outros. O fato de Maricá ter uma coleta de lixo eficiente, onde 99,12% da população tem seu lixo domiciliar coletado de forma regular (IBGE, 2022) pode ser um indício da menor quantidade fragmentos de MPs na lagoa, refletindo um manejo mais eficiente do lixo urbano com pouca entrada direta desses resíduos sólidos na lagoa; e/ou que o tempo de permanência desses resíduos sólidos na lagoa não é suficiente para fragmentação.

Corrêa (2022) encontrou proporcionalmente mais fragmentos nos sedimentos de fundo do que este estudo, o que pode estar relacionado à metodologia analítica adotada que favoreceu a captura de mais fragmentos do que a metodologia deste trabalho. Quando comparamos as diferentes matrizes que Corrêa (2022) amostrou, também se percebe que ele encontrou mais fragmentos de MPs na água (flutuantes) e nas margens (depositados nas areias) do que no fundo. Isso pode significar que esses fragmentos podem chegar à lagoa principalmente pelo escoamento urbano e ficarem retidos nos sedimentos marginais; e/ou também que os fragmentos de MPs existentes na lagoa são em sua maioria, plásticos de baixa densidade, que tem menor capacidade de sedimentação no fundo e maior permanência na coluna d'água, ficando mais sujeitos às dinâmicas de circulação da água do que aqueles MPs que sedimentam com facilidade.

A carência de pesquisas voltadas à presença, distribuição espacial e/ou caracterização de microplásticos nas lagoas costeiras do sistema lagunar Maricá-Guarapina revela uma lacuna significativa no entendimento sobre esse tipo de poluição. Tal contexto reforça a urgência de ações sistemáticas de monitoramento e avaliação, sobretudo considerando que esses corpos hídricos desempenham papéis cruciais na dinâmica ambiental, sociocultural e econômica da região, a qual vem sendo cada vez mais pressionada pelo avanço da urbanização e crescimento populacional do município de Maricá.

7. CONCLUSÃO

A predominância da fração biodisponível, responsável por mais de 50% da concentração pseudo-total extraída para todos os metais, revela uma alta proporção de metais em formas lábeis, com maior potencial de mobilização para a coluna d'água, principalmente em condições redutoras — situação comum em ambientes eutrofizados e com elevado teor de matéria orgânica. O comportamento do cobre (100% na fração biodisponível) sugere ausência de retenção efetiva nos sedimentos da lagoa, tornando-o um contaminante de maior vulnerabilidade ecológica.

A distribuição espacial dos metais mostrou variações relevantes, com o Ponto 2 (P2) apresentando as menores concentrações gerais — devido à sua posição frente à foz do rio Mumbuca, onde há maior fluxo hídrico e menores teores de matéria orgânica, o que dificulta a sedimentação e retenção dos metais. Por outro lado, os pontos centrais da lagoa (P5–P10), associados a sedimentos mais finos (com maior teor de argila), apresentaram maiores concentrações de metais, reforçando a relação entre granulometria e capacidade de retenção de contaminantes.

O IGeo rastreou o nível de poluição e indicou que os metais chumbo (Pb) e principalmente zinco (Zn) apresentam os maiores potenciais de poluição, atingindo as classes 4 e 5 respectivamente (fortemente poluído — forte a muito fortemente poluído) em todos os pontos analisados, o que indica um acúmulo significativo desses elementos, potencialmente oriundos de esgoto doméstico, escoamento de resíduos urbanos e tráfego rodoviário. O cobre (Cu) também apresentou níveis moderados e elevados nas classes 3 e 4 (moderado a fortemente poluído — fortemente poluído), enquanto o cromo (Cr) mostrou-se o menos impactante dos metais nos sedimentos da lagoa, limitando-se às classes 1 e 2 (pouco a moderadamente poluído — moderadamente poluído), sugerindo menor incremento antrópico deste metal ou uma menor mobilidade ambiental sob as condições locais.

O IREP, que considera a diversidade, a concentração e a toxicidade dos metais, indicou risco ecológico “moderado” em praticamente todos os pontos da lagoa, exceto no ponto 2 (baixo risco), localizado na foz do rio Mumbuca e com características físicas menos favoráveis ao acúmulo de metais (granulometria mais grossa e baixa MO). Os pontos 5 e 3 apresentaram os maiores valores de IREP, indicando essas regiões como as mais preocupantes em relação ao risco para organismos associados ao sedimento.

Para os microplásticos, os resultados obtidos indicam que estes estão

amplamente distribuídos nos sedimentos da Lagoa de Maricá, com predominância marcante de fibras e emaranhados (92%), reforçando a hipótese de que a principal fonte de MPs para a lagoa esteja relacionada aos aportes de esgoto doméstico não tratado.

As avaliações realizadas neste trabalho evidenciam um cenário de contaminação relevante com alta proporção de metais em formas biodisponíveis e ampla presença de microplásticos, sobretudo fibras, na Lagoa de Maricá, indicando forte influência de fontes difusas associadas à urbanização crescente e à deficiência do saneamento ligado à rede geral. A abordagem integrada dos índices IGeo e IREP, aliada à caracterização sedimentológica e dados físico-químicos da lagoa, permitiu uma avaliação do risco potencial por áreas da lagoa (com base nos metais Cr, Cu, Pb e Zn) e a identificação de padrões espaciais de acúmulo de poluentes (metais e MPs). Este estudo contribui de forma significativa para o conhecimento sobre a contaminação em ambientes lagunares tropicais, destacando a importância dos sedimentos como registradores da poluição ambiental, além de reforçar a urgência de ações de gestão ambiental e políticas públicas voltadas à proteção desses ecossistemas costeiros.

Como sugestões de estudos futuros, a realização de análises em tecidos de animais na área de estudo são necessários para averiguar o potencial risco da biodisponibilidade na biota local, avaliando a bioacessibilidade tanto dos elementos-traço como dos microplásticos nos organismos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, W.; BLUST, R.; DWYER, R.; MOUNT, D.; NORDHEIM, E.; RODRIGUEZ, P. H.; SPRY, D. Bioavailability assessment of metals in freshwater environments: a historical review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 39, n. 1, p. 48–59, 2020. DOI: 10.1002/etc.4558.

ADRIANO, D. C. **Trace Elements in the Terrestrial Environment**. New York, NY: Springer New York, 1986.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). Toxicological profile for mercury. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 1999. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp46.pdf>. Acesso em: 3 jun. 2025.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. Toxicological profile for copper. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2004. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp132.pdf>. Acesso em: 1 jun. 2025.

AGÊNCIA IBGE NOTÍCIAS. **PIB dos municípios mostra que economia do país continuou a se desconcentrar em 2021 | Agência de Notícias**. Disponível em: <<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/38683-pib-dos-municipios-mostra-que-economia-do-pais-continuou-a-se-desconcentrar-em-2021>>. Acesso em: 12 jun. 2024.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Portal da Qualidade das Águas**. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>.

Amador E.S. Lagunas Fluminenses. Classificação com base na Origem, Idade e Processos de Evolução - An. 1o Seminário sobre “Conservação de Recursos Pesqueiros”. SUDEPE-RJ, 1986. p. 11-12.

AMADOR, E. S. **BREVE PARECER TÉCNICO SOBRE O SISTEMA LAGUNAR DE MARICÁ**. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=documento.download&id=16364>. Acesso em: 2023.

AMBROZIC, N. **HEAVY METALS IN A LATIN AMERICAN COASTAL LAGOON - SEDIMENTS, WATER AND MACROPHYTES**. Master Thesis—UNIVERSITY OF ALGARVE: [s.n.].

ANBUMANI, S.; KAKKAR, P. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 15, p. 14373–14396, 21 abr. 2018.

ARTHUR, C. *et al.* **Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris (2009)**. Disponível em: <<https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/2509>>.

ASPILA, K. I.; AGEMIAN, H.; CHAU, A. S. Y. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. **The Analyst**, v. 101, n. 1200, p. 187–197, 1976.

ATSDR – **Agency for Toxic Substances and Disease Registry**. *Toxicological profile for arsenic*. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2007. Disponível em: <https://stacks.cdc.gov/view/cdc/11481>. Acesso em: 27 maio 2025.

AUTA, H. S.; EMENIKE, C. U.; FAUZIAH, S. H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. **Environment International**, v. 102, p. 165–176, 9 maio 2017.

BAPTISTA NETO, J. A.; FONSECA, E. M. DA . Variação sazonal, espacial e composicional de lixo ao longo das praias da margem oriental da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro) no período de 1999-2008. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 11, n. 1, p. 31–39, mar. 2011.

BARRA, C.M.; SANTELLI, R. E.; ABRAO, J.J.; GUARDIA, M. L. Especiação de Arsênio – Uma Revisão. *Química Nova*, 1 p. 23, 2000.

BATISTA, A. S. **Diagnóstico Geoambiental da Lagoa de Maricá (RJ) como subsídio as formas de uso e ocupação do litoral**. [s.l.] Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2018.

BERALDI, G. Q. F. *et al.* Assessment of a coastal lagoon metal distribution through natural and anthropogenic processes (SE, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 552–561, set. 2019.

BERNARDINO, D. *et al.* Capítulo 12 Influência do crescimento urbano na qualidade da água da lagoa de Maricá, Rio de Janeiro / Brasil . In: ROQUE, A. C. *et al.* (Eds.). **SAINDO DA ZONA DE CONFORTO: A INTERDISCIPLINARIDADE DAS ZONAS COSTEIRAS**. Rio de Janeiro: [s.n.]. p. 180–193.

BHATT, V.; CHAUHAN, J. S. Microplastic in freshwater ecosystem: bioaccumulation, trophic transfer, and biomagnification. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 9389–9400, 12 dez. 2022.

BIRD, E. C. F. Chapter 2 - Physical Setting and Geomorphology of Coastal Lagoons. **Coastal Lagoon Processes**, v. 60, p. 9–39, 1994.

BIRD, E. C. F. **Coastal Geomorphology**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2008.

BOECKEL, C. B. **Descaso com a Baía de Guanabara causa impactos na saúde, no transporte e no turismo e provoca prejuízo de bilhões ao RJ, alerta ONG**. Disponível em: <<https://g1.globo.com/rj/rio-de-janeiro/noticia/2018/12/18/descaso-com-a-baia-de-guanabara-causa-impactos-na-saude-no-transporte-e-no-turismo-e-provoca-prejuizo-de-bilhoes-ao-rj-alerta-ong.ghtml>>. Acesso em: 12 maio. 2024.

BOENING, D. W. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*, [S.l.], v. 40, n. 12, p. 1335-1351, jun. 2000. DOI: 10.1016/s0045-6535(99)00283-0. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10789973/>. Acesso em: 3 jun. 2025.

BONFIM, C. DA S.; VILELA, C. G.; GUEDES, D. C. **Foraminíferos Bentônicos em Sedimentos de Fundo da Lagoa de Maricá, Estado do Rio de Janeiro Benthic Foraminifera in Surface Sediments in the Maricá Lagoon, Rio de Janeiro State**. [s.l: s.n.]. Acesso em: 18 set. 2024.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm

BRENNECKE, D. *et al.* Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 178, p. 189–195, 4 jan. 2016.

BRITO, W. G. D. **AValiação de Aporte de Metais e Microplásticos a partir de uma Bacia Hidrográfica Pouco Contaminada Afluente da Baía de Guanabara-RJ**. Dissertação de mestrado — Universidade Federal Fluminense: [s.n.].

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Microplastic—An Emerging Contaminant of Potential Concern? **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 3, n. 4, p. 559–566, 2007.

CAMPOS, A. N. Ensaio de adaptação e utilização de um índice de risco ecológico potencial para controle da contaminação por metais pesados em ambiente costeiro tropical: Baía de Guanabara, RJ - Brasil. **Dissertação (Mestrado) Geociências-Geoquímica ambiental**, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2000.

CARDWELL, A. J.; HAWKER, D. W.; GREENWAY, M. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. **Chemosphere**, v. 48, n. 7, p. 653–663, ago. 2002.

CASTILHOS, Z. C. *et al.* **Avaliação de risco à saúde humana: conceitos e metodologia (Série Estudos e Documentos)**. [s.l.] CETEM, 2005. p. 57

CBH BAÍA DE GUANABARA. **Subcomitê Maricá-Guarapina**. Disponível em: <<https://comitebaiadeguanabara.org.br/subcomite-marica/>>. Acesso em: jun. 2024.

CECCARINI, A. *et al.* The Hidden Microplastics: New Insights and Figures from the Thorough Separation and Characterization of Microplastics and of Their Degradation Byproducts in Coastal Sediments. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 10, p. 5634–5643, 23 abr. 2018.

CELIS-HERNANDEZ, O. *et al.* Environmental risk of microplastics in a Mexican coastal lagoon ecosystem: Anthropogenic inputs and its possible human food risk. **Science of The Total Environment**, v. 879, n. 163095, 25 jun. 2023.

CHATTERJEE, S.; SHARMA, S. **MICROPLASTICS IN OUR OCEANS AND MARINE HEALTH. THE VEOLIA INSTITUTE REVIEW FACTS REPORTS - REINVENTING PLASTICS: The Veolia Institute**, 2019. Disponível em: <https://www.institut.veolia.org/sites/g/files/dvc2551/files/document/2019/03/54%20Microplastics%20in%20our%20oceans%20and%20marine%20health%2C%20Subhankar%20Chatterjee%2C%20Shivika%20Sharma_0.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2023.

CHEN, Q. *et al.* Leaching of endocrine disrupting chemicals from marine microplastics and mesoplastics under common life stress conditions. **Environment International**, v. 130, p. 104938, set. 2019.

COLE, M. *et al.* Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588–2597, 2011.

COLEMAN, F.; WEHLE, D. H. S. Plastic Pollution: A Worldwide Oceanic Problem. **PARKS**, v. 9, n. 1, 1984.

Comitê da Bacia Hidrográfica da Baía da Ilha Grande. Disponível em: <<https://www.cbhbig.org.br/o-comite>>. Acesso em: 12 maio. 2024.

CORRÊA, L. F. *et al.* CAPÍTULO 10 - POLUIÇÃO POR RESÍDUOS SÓLIDOS E MICROPLÁSTICOS EM AMBIENTES COSTEIROS. In: SILVA, H. C. DA (Ed.). **Avaliação, Diagnóstico e Solução de Problemas Ambientais e Sanitários**. [s.l.] Atena Editora, 2020.

CORRÊA, L. F. *et al.* DISTRIBUIÇÃO E FONTE DE RESÍDUOS SÓLIDOS AO LONGO DO ARCO PRAIAL DE JACONÉ-SAQUAREMA (RJ). **Revista Tamoios**, v. 15, n. 1, 1 jul. 2019.

CORRÊA, L. F. **Ocorrência e distribuição de microplásticos nos sedimentos de fundo, margem e nas águas superficiais do sistema lagunar Maricá-Guarapina (RJ)**. Dissertação de Mestrado — Universidade Federal Fluminense: [s.n.].

COSTA, E. C. P.; SEABRA, V. S. Mapeamento de uso e cobertura da terra no município de Maricá. In: ESTUDOS MARICAENSES: o município de Maricá em debate. Maricá: Prefeitura de Maricá, 2020. p. 155-169.

COTTA, J. A. O. C.; REZENDE, M. O. O. R.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira: PETAR, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 40–45, fev. 2006.

CRUZ, A. C. DA. **ANÁLISE DE INTERVENÇÕES NO SISTEMA LAGUNAR DE MARICÁ-RJ COM AUXÍLIO DE MODELAGEM HIDRODINÂMICA AMBIENTAL**. Dissertação de Mestrado —UFRJ/COPPE, 2010: [s.n.].

CRUZ, C. B. M. *et al.* **TRANSFORMAÇÕES AMBIENTAIS NA BAÍA DE GUANABARA RIO DE JANEIRO - BRASIL - Uma Abordagem com Suporte de Geoprocessamento**. In: 1A SEMANA ESTADUAL DE GEOPROCESSAMENTO - RJ “GEOPROCESSAMENTO: MITOS & REALIDADE”. 1996.

D’ANGELO, S.; MECCARIELLO, R. Microplastics: A Threat for Male Fertility. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 5, p. 2392, 1 mar. 2021.

DAVIS, R. A.; FITZGERALD, D. M. **Beaches and coasts**. Chichester, West Sussex ; Hoboken: John Wiley & Sons, 2020.

DE SÁ, L. C. *et al.* Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? **Science of The Total Environment**, v. 645, p. 1029–1039, 20 jul. 2018.

DE SÁ, L. C.; LUÍS, L. G.; GUILHERMINO, L. Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): Confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. **Environmental Pollution**, v. 196, p. 359–362, jan. 2015.

DE WITTE, B. *et al.* Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, p. 146–155, 15 ago. 2014.

DEKIFF, J. H. *et al.* Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. **Environmental Pollution**, v. 186, p. 248–256, mar. 2014.

DENG, H. *et al.* Microplastics pollution in mangrove ecosystems: A critical review of current knowledge and future directions. **Science of The Total Environment**, v. 753, n. 142041, 20 jan. 2021.

DESFORGES, J.-P. W. *et al.* Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 79, n. 1-2, p. 94–99, 15 fev. 2014.

DESFORGES, J.-P. W.; GALBRAITH, M.; ROSS, P. S. Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 69, p. 320–330, 12 jun. 2015.

DIAS, G. T. M.; KJERFVE, B. Barrier and Beach Ridge Systems of the Rio de Janeiro Coast. **Lecture Notes in Earth Sciences**, p. 225–252, 2009.

DINIZ, F. K. B. *et al.* **LEVANTAMENTO DE PESQUISAS REALIZADAS NA APA DE MARICÁ – RJ. II Encontro Fluminense de Uso Público em Unidades de Conservação - UFF/RJ - Anais do Uso Público em Unidades de Conservação**, v. 3, n. 5, p. 94–103, 31 dez. 2015.

DU LAING, G. Analysis and fractionation of trace elements in soils. In: HOODA, Peter S. (ed.). **Trace elements in soils**. Oxford: Blackwell Publishing, 2010. p. 55-110.

ESTEVEES, F. DE A. **Fundamentos de limnologia**. 2ª. ed. Rio De Janeiro, Brasil: Editora Interciência, 1998. p. 226.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Health Effects and Exposures to Mercury. Disponível em: <https://www.epa.gov/mercury/health-effects-exposures-mercury>. Acesso em: 3 jun. 2025.

FAUZIAH, S.; LIYANA, I.; AGAMUTHU, P. Plastic debris in the coastal environment: The invincible threat? Abundance of buried plastic debris on Malaysian beaches. **Waste Management & Research**, v. 33, n. 9, p. 812–821, 19 jun. 2015.

FEMAR. **Uma avaliação da qualidade das águas costeiras do estado do Rio de Janeiro**. [s.l.] Fundação de Estudos do Mar, 1998, 1998.

FERNANDES, L. V.; MARQUES JR., A. N.; LIRA, C. A. Estudos geoquímicos da distribuição vertical de nutrientes na interface água-sedimento da Lagoa de Maricá, RJ. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 2., 1989, Rio de Janeiro. Anais do II Congresso Brasileiro de Geoquímica. Rio de Janeiro: CPRM/DNPM, 1989. p. 339-350.

FIORI, C. D. S. **Integração de Indicadores Geoquímicos e Biológicos na Avaliação da Contaminação de Sedimentos por Metais Pesados em Regiões Costeiras do Estado do Rio de Janeiro, Brasil**. Tese de Doutorado— Universidade Federal Fluminense: [s.n.].

FONSECA, E. M. DA; NETO, J. A. B.; POMPERMAYER, F. C. L. **BAIA DE GUANABARA: UM AMBIENTE EM TRANSFORMAÇÃO**. Rio de Janeiro: Ape’Ku Editora, 2021. p. 545

FONSECA M. C. Avaliação de índice de risco ecológico potencial para a contaminação por metais pesados, caso das lagunas do leste fluminense. Niterói, 2002. 116 f. Dissertação (Mestrado em Geociências – Geoquímica Ambiental) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, Rio de Janeiro, 2002.

FREITAS, A. DA S. DE *et al.* Sediment Toxicity Assessment Using Marine Organism Bioassays from an Urban Coastal Lagoon (Padre Lagoon, Southeastern Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 40, n. 2, p. 278–288, 5 mar. 2024.

FREITAS, A. DA S. DE *et al.* Rare earth elements as sediment contamination tracers in a coastal lagoon in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Trace Elements and Minerals**, v. 4, n. 100068, jun. 2023a.

FREITAS, A. DA S. DE *et al.* The Geochemical Sedimentary Record of a Historically Anthropogenically Impacted Coastal Lagoon (Rio de Janeiro State, Southeastern Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 39, n. 5, p. 880–889, 5 set. 2023b.

FRIAS, J. P. G. L.; NASH, R. Microplastics: Finding a consensus on the definition. **Marine Pollution Bulletin**, v. 138, p. 145–147, 2019.

GARCÉS-ORDÓÑEZ, O. *et al.* A systematic review on microplastic pollution in water, sediments, and organisms from 50 coastal lagoons across the globe. **Environmental Pollution**, v. 315, n. 120366, 15 dez. 2022.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, n. 7, 19 jul. 2017.

GRASSHOFF, K.; KREMLING, K.; EHRHARDT, M. (EDS.). 19 - Adsorption Chromatography of Organic Seawater Concentrates . In: **Methods of Seawater Analysis** . 3. ed. Weinheim, Germany: WILEY-VCH, 1983. p. 453–457.

GREGORY, M. R. Plastic “scrubbers” in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. **Marine Pollution Bulletin**, v. 32, n. 12, p. 867–871, 1996.

GESAMP – Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. **GESAMP Reports and Studies**, n. 90, p. 96, 2015.

GRUPO DE PESQUISA EM POLÍMEROS E MANUFATURA ADITIVA (GPMA). **Espectroscopia de Infravermelho**. Disponível em: <<https://policom.ufsc.br/espectroscopia-de-infravermelho/>>. Acesso em: jun. 2024.

GUERRA, L. V. *et al.* Biochemical and microbiological tools for the evaluation of environmental quality of a coastal lagoon system in Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 2, p. 461–468, maio 2011.

GUO, W. *et al.* Heavy metal contamination in sediments from typical lakes in the five geographic regions of China: Distribution, bioavailability, and risk. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 243–255, ago. 2015.

GUO, W. *et al.* Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. **Procedia Environmental Sciences**, v. 2, p. 729–736, 2010.

HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. **Water Research**, v. 14, n. 8, p. 975–1001, 1980.

HE, Y. *et al.* Investigation of heavy metals release from sediment with bioturbation/bioirrigation. **Chemosphere**, v. 184, p. 235–243, 1 out. 2017.

HEIRI O.; LOTTER A.F.; LEMCKE G. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal Paleolimnology*, n. 25, p.101–110, 2001.

HERMS, F.; GURGEL, M. **DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE METAIS PESADOS NOS SEDIMENTOS DA BAÍA DE SEPETIBA, RJ. 2012.** [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.redebraspor.org/livros/2012/Braspor%202012%20-%20Artigo%207.pdf>>. Acesso em: 19 set. 2024.

HIDALGO-RUZ, V. *et al.* Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 6, p. 3060–3075, 9 mar. 2012.

HOLZER, W.; CRICHYNO, J.; PIRES, A. C. Sustentabilidade da urbanização em áreas de restinga: uma proposta de avaliação pós-ocupação. **Paisagem e Ambiente: ensaios**, n. 19, p. 49–66, dez. 2004.

HORTON, A. A. *et al.* Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of The Total Environment**, v. 586, p. 127–141, 15 maio 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **IBGE | Censo 2010**. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/>>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Maricá – Panorama*. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rj/marica/panorama>. Acesso em: 13 abr. 2025.

INSTITUTO TRATA BRASIL – ITB. *Municípios e Saneamento – Maricá (RJ)*. Disponível em: <https://www.aguaesaneamento.org.br/municipios-e-saneamento/rj/marica>. Acesso em: 12 abr. 2025.

ILHA GRANDE. **Enseada do Abraão**. Disponível em: <<https://www.ilhagrande.com.br/praias/enseada-do-abraao/>>. Acesso em: 15 mar. 2024.

JAHANDARI, A. Microplastics in the urban atmosphere: sources, occurrences, distribution, and potential health implications. **Journal of hazardous materials advances**, v. 12, n. 100346, nov. 2023.

KJERFVE, B. *et al.* Hydrological regimes in lagoa de guarapina, a shallow brazilian coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 3, p. 931–949, 1990.

KJERFVE, B. Chapter 1 - Coastal Lagoons. In: KJERFVE, B. (Ed.). **Coastal Lagoon Processes**. [s.l.] Elsevier Oceanography Series, 1994. v. 60p. 1–8.

KJERFVE, B. COMPARATIVE OCEANOGRAPHY OF COASTAL LAGOONS. In: WOLFE, D. A. (Ed.). **Estuarine Variability**. [s.l.] Academic Press, 1986. p. 63–81.

KNOPPERS B.; CARMOUZE, J. P.; MOREIRA-TURCQ, P. F. Nutrient dynamics, metabolism and eutrophication of lagoons along the East Fluminense coast, State of Rio de Janeiro, Brazil. In: KNOPPERS, B.; BIDONE, E.D.; ABRÃO, J.J. Environmental Geochemistry of Coastal Lagoon Systems, Rio de Janeiro, Brazil. Rio de Janeiro: Eduff., 1999. p. 123-154 p. (Serie Geoquímica Ambiental, v. 6)

KNOPPERS, B. A.; KJERFVE, B. 3 Coastal Lagoons of Southeastern Brazil: Physical and Biogeochemical Characteristics. In: PERILLO, G. M. E.; PICCOLO, M. C.; PINO-QUIVIRA, M. (Eds.). **Estuaries of South America: Their Geomorphology and Dynamics**. Berlin, Germany: Environmental Science, 1999. p. 35–66.

KNOPPERS, B. A.; LACERDA, L. D.; PATCHINEELAM, S. R. Nutrients, heavy metals and organic micropollutants in an eutrophic Brazilian lagoon. **Marine Pollution Bulletin**, v. 21, n. 8, p. 381–384, ago. 1990.

KNOPPERS, B. A.; KJERFVE, B.; CARMOUZE, J.-P. Trophic state and water turn-over time in six choked coastal lagoons in Brazil. **Biogeochemistry**, v. 14, p. 149–166, 1991.

KNOPPERS, B. A.; MOREIRA, P. F. Efeito da variação temporal de processos físicos sobre os nutrientes, produção primária e sedimentação na Lagoa de Guarapina (RJ), Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 2, n. 2, p. 405–430, 1988.

KUTRALAM-MUNIASAMY, G. *et al.* Microplastic diagnostics in humans: “The 3Ps” Progress, problems, and prospects. **Science of The Total Environment**, v. 856, n. 159164, 15 jan. 2023.

LABORATÓRIO DE ARQUEOMETRIA E CIÊNCIAS APLICADAS AO PATRIMÔNIO CULTURAL (LACAPC). **Espectroscopia Raman** | **LACAPC**. Disponível em: <<https://portal.if.usp.br/arqueometria/pt-br/node/347>>. Acesso em: 12 mar. 2024.

LACAQUE. **Espectroscopia de absorção na região do infravermelho médio(FTIR)**. Disponível em: <<https://www.iq.unesp.br/#!/lacaque/ft-raman---ftir/apresentacao/>>. Acesso em: jun. 2024.

LACERDA, L. D. Avaliação da Metodologia de Abordagens pelos Parâmetros Críticos no Estudo da poluição por Metais Pesados na Baía de Sepetiba. Rio de Janeiro, 1983. 135 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Biofísica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1983.

LACERDA, L. D.; GONÇALVES, G. O. Mercury distribution and speciation in waters of the coastal lagoons of Rio de Janeiro, SE Brazil. **Marine Chemistry**, v. 76, n. 1-2, p. 47–58, out. 2001.

LACERDA, L.D.; PARAQUETTI, H.H.M.; MOLISANI, M.M.; BERNARDES, M.C. Transporte de Materiais na Interface Continente-Mar na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar, Florianópolis, 2007, Anais... Florianópolis, 2007.

LAI, K. P. *et al.* Microplastics act as a carrier for wastewater-borne pathogenic bacteria in sewage. **Chemosphere**, v. 301, p. 134692, 2022.

LAMPARELLI, Marta Condé. Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. doi:10.11606/T.41.2004.tde-20032006-075813. Acesso em: 2025-07-25.

LAMEGO, A. R. Ciclo Evolutivo das Lagunas Fluminenses. Divisão de Geologia e Mineralogia. Boletim nº 118, 1945. DNPM.

LAMEGO, A. R. Restingas na Costa do Brasil. Divisão de Geologia e Mineralogia. Boletim nº 96, 1940. DNPM.

LAUT, L. *et al.* ORGANIC COMPOUNDS AS PROXIES OF THE SEDIMENTARY ENVIRONMENTAL QUALITY OF THE MARICÁ-GUARAPINA LAGOON SYSTEM (SE, BRAZIL). **Journal of Sedimentary Environments**, v. 4, n. 2, p. 159–173, 15 jun. 2019.

LAUT, L.; CLEMENTE, I.; LOUZADA, W.; The influence of organic matter compounds on foraminiferal and ostracode assemblages: a case study from the Maricá-Guarapina Lagoon System (Rio de Janeiro, Brazil). *Micropaleontology*, vol. 67, no. 5, 2021.

LENZ, R. *et al.* A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. **Marine Pollution Bulletin**, v. 100, n. 1, p. 82–91, nov. 2015.

LIBES, Susan. Introduction to marine biogeochemistry. 2. ed. Burlington: Elsevier, 2009.

LONG, M. *et al.* Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates. **Marine Chemistry**, v. 175, p. 39–46, 20 out. 2015.

LOPES, B. M. *et al.* Mudanças de uso e cobertura da terra por unidades de paisagem em Maricá (rj). Anais do XV SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA. Campina Grande: Realize Editora, 2025. Disponível em: <<https://www.editorarealize.com.br/index.php/artigo/visualizar/123363>>.

LUIZ-SILVA, Wanilson; MATOS, Rosa Helena R.; KRISTOSCH, Giane Chaves. Geoquímica e índice de geoacumulação de mercúrio em sedimentos de superfície do estuário de Santos-Cubatão (SP). **Química Nova**, v. 25, n. 5, p. 753–756, set. 2002. DOI: 10.1590/S0100-40422002000500009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/nRjXXrSFkfYmRwfrtndqmqRH>.

MARQUES JR, A. N. *et al.* ISOTOPOS DE Pb NA LAGOA DE MARICA, R.J. (BRASIL): IMPLICAÇÕES NA SUA HISTORIA SEDIMENTAR RECENTE. In: **V CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA E III CONGRESSO DE GEOQUÍMICA DOS PAÍSES DE LÍNGUA PORTUGUESA**. 1995. Disponível em: <https://www.sbgq.org.br/_files/ugd/33bad3_9c9ab07a4a4b429a91f7b217bc7ff406.pdf>

MATO, Y. *et al.* Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. **Environmental Science & Technology**, v. 35, n. 2, p. 318–324, 8 dez. 2000.

MICELLA, I. *et al.* Causes of coastal waters pollution with nutrients, chemicals and plastics worldwide. **Marine Pollution Bulletin**, v. 198, n. 115902, 14 dez. 2023.

MILLER, M. E.; HAMANN, M.; KROON, F. J. Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. **PLOS ONE**, v. 15, n. 10, p. e0240792, 16 out. 2020.

MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, v. 40, n. 9, 11 jul. 2017.

MONTAGNER, C. *et al.* MICROPLÁSTICOS: OCORRÊNCIA AMBIENTAL E DESAFIOS ANALÍTICOS. **Química Nova**, v. 44, n. 10, p. 1328–1352, 2021.

MONTE, C. D. N. **ANÁLISE DA BIODISPONIBILIDADE DE METAIS A PARTIR DE ENSAIO DE RESSUSPENSÃO DE SEDIMENTOS DA BAÍA DE SEPETIBA, RIO DE JANEIRO**. Dissertação de Mestrado — Universidade Federal Fluminense: [s.n.].

MONTE, C. D. N. **COMPORTAMENTO DE CONTAMINANTES METÁLICOS EM EVENTOS DE RESSUSPENSÃO DE SEDIMENTOS PORTUÁRIOS E ESTUARINOS TROPICAIS**. Tese de Doutorado — Universidade Federal Fluminense: [s.n.].

MORÉT-FERGUSON, S. *et al.* The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 10, p. 1873–1878, out. 2010.

MORSE, J. W. Interactions of trace metals with authigenic sulfide minerals: implications for their bioavailability. **Marine Chemistry**, v. 46, n. 1-2, p. 1–6, abr. 1994.

MULLER, G. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins: Veränderungen seit 1971. **Umschau in Wissenschaft und Technik**, v. 79, n. 24, p. 778–783, 1979.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). **What Are microplastics? (2024)**. Disponível em: <<https://oceanservice.noaa.gov/facts/microplastics.html>>. Acesso em: 20 set. 2024.

NEVES, R. A. F.; GUIMARÃES, T. B.; SANTOS, L. N. First Record of Microplastic Contamination in the Non-Native Dark False Mussel *Mytilopsis leucophaeata* (Bivalvia: Dreissenidae) in a Coastal Urban Lagoon. **International journal of environmental research and public health/International journal of environmental research and public health**, v. 21, n. 1, p. 44, 2023.

NIPPER, M. G. Problemas de poluição em organismos bentônicos. In: ACADEMIA DE CIÊNCIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. II Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: estrutura, função e manejo. São Paulo: ACIESP, 1990.

OLIVEIRA, L. *et al.* Observações Biogeográficas e Hidrobiológicas Sobre a Lagôa de Maricá. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 53, n. 2-3-4, p. 171–262, dez. 1955.

Parque Estadual da Ilha Grande - Angra dos Reis - RJ. Disponível em: <<http://ilhagrande.org/pagina/parque-estadual-da-ilha-grande>>. Acesso em: 15 mar. 2024.

PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. **Biologia Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2009.

PESTANA, M. H. D. **Partição geoquímica de metais pesados em sedimentos estuarinos das Baías de Sepetiba e da Ribeira, RJ. 1989**. Dissertação de mestrado — Universidade Federal Fluminense: [s.n.].

PEQUENO, João; ANTUNES, Joana; DHIMMER, Viren; BESSA, Filipa; SOBRAL, Paula. Microplastics in marine and estuarine species from the coast of Portugal. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, p. 1–12, 2021. DOI: 10.3389/fenvs.2021.579127.

PINET, Paul R. Fundamentos de Oceanografia. LTC, 05/2017. VitalBook file.

POLLERY, R.C.G. **Comportamento e Distribuição dos Nutrientes na Água Intersticial de Sedimentos no Estuário do Rio Mombuca - Maricá – RJ**. Dissertação de Mestrado — Programa de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense. : [s.n.].

PREFEITURA DE MARICÁ (2023)A. **Maricá tem crescimento populacional recorde de 54,87%**. Disponível em: <https://www.marica.rj.gov.br/noticia/marica-tem-crescimento-populacional-recorde-de-5487/>.

PREFEITURA DE MARICÁ (2023)B. **Censo da Cidadania revela cidade de origem dos novos moradores de Maricá - Prefeitura de Maricá.** Disponível em: <<https://www.marica.rj.gov.br/noticia/censo-da-cidadania-revela-cidade-de-origem-dos-novos-moradores-de-marica/#:~:text=O%20Censo%20Demogr>>. Acesso em: 22 set. 2024.

PREFEITURA DE MARICÁ (2022). **Programa Lagoa Viva completa um ano com resultados animadores - Prefeitura de Maricá.** Disponível em: <https://www.marica.rj.gov.br/noticia/programa-lagoa-viva-completa-um-ano-com-resultados-animadores>.

PREFEITURA DE MARICÁ (2024). **Maricá fecha 2024 com poupança de R\$ 2,6 bilhões.** Disponível em: <https://www.marica.rj.gov.br/noticia/marica-fecha-2024-com-poupanca-de-r-26-bilhoes>.

PROGRAMA DE PESQUISA EM BIODIVERSIDADE (PPBIO). **Ilha Grande | ppbio.inpa.gov.br/inicio.** Disponível em: <<https://ppbio.inpa.gov.br/sitios/ilhagrande>>. Acesso em: 15 mar. 2024.

RIFKIN, E.; GWINN, P.; BOUWER, E. Chromium and Sediment Toxicity. **Environmental Science & Technology**, v. 38, n. 14, p. 267A271A, 15 jul. 2004.

RIOS, L. M.; MOORE, C.; JONES, P. R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, p. 1230–1237, 2007.

RODRIGUES, S. K.; MACHADO, W. T. V.; BARREIRA, J.; VINZÓN, S. B. Historical trends of trace metals in the Sepetiba Bay sediments: pollution indexes, fluxes and inventories. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 13, n. 6, p. 1033, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/jmse13061033>. Acesso em: 26 jul. 2025.

RUMMEL, C. D. *et al.* Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 102, n. 1, p. 134–141, jan. 2016.

RUTTENBERG, K. C. **8.13 The Global Phosphorus Cycle.** [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://faculty.uml.edu/david_ryan/84.653/documents/RuttenbergGlobalPCycle.pdf>.

SANTOS, L. C. M. et al. Análise crítica dos dados de monitoramento da qualidade da água no sistema lagunar Maricá-Guarapina. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL**, 12., 2021, Salvador. Anais [...]. Salvador: IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, 2021. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2021/PDF/350.pdf>.

SEMADS. **3 - BACIAS HIDROGRÁFICAS E RIOS FLUMINENSES - Síntese Informativa por Macrorregião Ambiental.** Rio de Janeiro: Jackeline Motta dos Santos e Raul Lardosa Rebelo, 2001. p. 73

SEMADS/GTZ. **Projeto PLANÁGUA**. Disponível em: <<http://goo.gl/Q1HNg1>>.

SHIBER, J. G. Plastic pellets and tar on Spain's Mediterranean beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 2, p. 84–86, fev. 1987.

SILVA, C. A. S. *et al.* Dinâmica natural de Maricá. In: MARAFON, Glaucio José (org.). *Atlas escolar: Município de Maricá*. Rio de Janeiro: Fundação Cecierj, 2021. p. 15-26. ISBN 978-85-458-0242-6.

SILVA, E. C. DA. **Maricá na vanguarda da saúde ambiental | Universidade Federal Fluminense - 2023.** Disponível em: <https://www.uff.br/18-09-2023/marica-na-vanguarda-da-saude-ambiental/>.

SILVA, P. H. S.; SOUSA, F. D. B. DE. Microplastic pollution of Patos Lagoon, south of Brazil. **Environmental Challenges**, v. 4, n. 100076, ago. 2021.

SILVESTRE, C. *et al.* Revista Brasileira de Geomorfologia v. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 18, n. 2, 2017.

SMITAL, Tvrtko. *Acute and chronic effects of emerging contaminants*. In: **Petrovic, M.; Barceló, D. (Org.). Emerging Contaminants. Handbook of Environmental Chemistry**, v. 5, pt. S/1. Berlin: Springer-Verlag, 2008. p. 105–142. DOI: 10.1007/698_5_105.

SONG, D.; SHANG, Y.; WANG, X. *et al.* Microplastic and heavy metals distributions in urban rivers sediments, China. **Journal of Ocean University of China**, v. 23, p. 1015–1025, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11802-024-5727-5>.

SOUSA, L. G. R.; MIRANDA, A. C. DE; MEDEIROS, H. B. DE . O SISTEMA LAGUNAR DE MARICÁ: UM ESTUDO DE IMPACTO AMBIENTAL. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 2, 10 nov. 2013.

SOUZA, E. M. S. DE. Espaço e Economia. **Revista brasileira de geografia econômica**, v. 6, n. 2317-7837, 14 nov. 2019.

SOUZA, M. F. L.; MAYR, L. M. Nitrogen Phosphorus and Granulometric Characterization in Nearshore sediments of Guanabara Bay: Tentative Applications of a Solid Phase Diagenetic Model. **Nerítica, Curitiba**, v. 9, n. 1/2, p. 7-18, 1995.

Subcomitê Maricá-Guarapina - CBH. Disponível em: <https://comitebaiadeguanabara.org.br/subcomite-marica/>. Acesso em: 18 set. 2024.

TAMAKI, S.; FRANKENBERGER JR, W. T. Environmental biochemistry of arsenic. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 124, p. 79-110, 1992.

TURCQ, B. *et al.* Origin and Evolution of the Quaternary Coastal Plain between Guaratiba and Cabo Frio, State of Rio de Janeiro, Brazil. In: **Environmental geochemistry of coastal lagoon systems of Rio de Janeiro, Brazil**. Série Geoquímica Ambiental, n. 6: UFF/Programa de Geoquímica Ambiental. IBISN: 9788587468017, 1999. p. 25–46.

Minamata Convention on Mercury – About the Convention. 2024. Disponível em: <https://minamataconvention.org/en/about>.

U.S. EPA. Method 3051A (SW-846): Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils – Revision 1. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2007. 30 p. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3051a.pdf>. Acesso em: 11 jul. 2023.

VAN CAUWENBERGHE, L. *et al.* Microplastic pollution in deep-sea sediments. **Environmental Pollution**, v. 182, p. 495–499, 2013.

VAN CAUWENBERGHE, L. *et al.* Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. **Marine Environmental Research**, v. 111, p. 5–17, out. 2015.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Copper*. Geneva: WHO, 1998. (Environmental Health Criteria; International Programme on Chemical Safety, no. 200). Disponível em: <https://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm>. Acesso em: 1 jun. 2025.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **10 chemicals of public health concern (2020)**. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/photo-story/photo-story-detail/10-chemicals-of-public-health-concern>.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Microplastics in drinking-water**. [s.l.] World Health Organization, 2019. Disponível em: <https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/microplastics-in-dw-information-sheet190822.pdf>

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO (2022) (ED.). **Dietary and Inhalation Exposure to nano- and Microplastic Particles and Potential Implications for Human Health**. Geneva: WORLD HEALTH ORGANIZATION , 2022. p. 139

WIM SALOMONS; ULRICH FÖRSTNER. **Metals in the Hydrocycle**. Berlin: Heidelberg Springer Berlin Heidelberg, 1984. p. 349.

XUAN, L.; XIAO, L.; HUANG, R. The geno-toxicological impacts of Microplastics (MPs) exposure on health: Mechanistic pathways and research trends from a global perspective. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 25, n. 1, p. 26–36, 2023.

YUEN, H. W.; BECKER, W. Iron toxicity. In: STATPEARLS [Internet]. Treasure Island (FL): StatPearls Publishing, 2025. PMID: 29083637. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK459224/>.

ZHANG, Y. *et al.* Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. **Earth-Science Reviews**, v. 203, n. 103118, abr. 2020.

Apêndice 1

		Prof	Temp	OD	OD %	pH	Salin	TSD	MO %	Casc %	Areia %	Silte %	Argila %	[PI]	[PT]	[PO]	Cr_HCl	Cu_HCl	Fe_HCl	Mn_HCl	Pb_HCl	Zn_HCl	Cr_3051	Fe_3051	Mn_3051	Pb_3051	Zn_3051	Fibras	Frágme	Emaran	
Características Físico-químicas da Água									Caracterização Sedimentar								Fração Metálica Fracamente Ligada aos Sedimentos						Fração Metálica Fortemente Ligada aos Sedimentos						Microplásticos		
Prof	(ρ)	1	-0,288	0,395	0,341	0,536	0,48	0,54	0,384	-0,021	-0,199	-0,103	0,497	-0,327	0,341	0,361	0,554	-0,217	0,369	0,217	0,234	-0,362	0,423	0,433	.696*	0,252	0,477	-0,498	-0,528	-0,456	
	p-valor		0,364	0,204	0,278	0,072	0,114	0,07	0,218	0,947	0,535	0,75	0,1	0,3	0,278	0,275	0,061	0,498	0,237	0,499	0,463	0,247	0,171	0,159	0,012	0,429	0,117	0,099	0,117	0,364	
Temp	(ρ)		1	-0,137	-0,035	-0,196	0,417	0,392	0,035	0,155	0,448	-0,476	-.608*	0,119	-0,147	-0,527	-0,011	0,385	-0,035	-0,028	-0,189	0,336	-0,49	-0,531	-0,266	-0,301	-.585*	0,235	0,28	-0,116	
	p-valor			0,672	0,914	0,542	0,178	0,208	0,914	0,631	0,145	0,118	0,036	0,713	0,649	0,096	0,974	0,216	0,914	0,931	0,557	0,286	0,106	0,075	0,404	0,342	0,046	0,463	0,432	0,827	
OD mg	(ρ)		1	.984**	.865**	0,314	0,35	0,308	-0,187	-0,28	-0,151	0,361	-0,459	-0,032	0,405	0,311	-0,428	0,2	-0,252	0,259	-0,119	.704*	0,413	0,329	.673*	0,554	-0,258	-0,518	0,377		
	p-valor			0	0	0,32	0,264	0,33	0,561	0,378	0,64	0,249	0,134	0,923	0,216	0,325	0,165	0,534	0,429	0,416	0,712	0,011	0,182	0,296	0,017	0,061	0,418	0,125	0,461		
OD %	(ρ)			1	.881**	0,389	0,413	0,322	-0,183	-0,252	-0,203	0,315	-0,448	-0,049	0,364	0,302	-0,434	0,168	-0,301	0,238	-0,14	.678*	0,378	0,287	.678*	0,49	-0,277	-0,561	0,174		
	p-valor				0	0,212	0,183	0,308	0,569	0,43	0,527	0,319	0,145	0,88	0,272	0,34	0,158	0,602	0,342	0,457	0,665	0,015	0,226	0,366	0,015	0,106	0,384	0,092	0,742		
pH	(ρ)				1	0,424	0,455	0,531	-0,239	-0,322	-0,035	0,566	-0,42	0,273	.636*	0,53	-0,438	0,357	-0,308	0,189	-0,189	.832**	0,566	0,42	.825**	.578*	-0,427	-0,604	0		
	p-valor					0,17	0,138	0,075	0,454	0,308	0,914	0,055	0,175	0,391	0,035	0,076	0,155	0,255	0,331	0,557	0,557	0,001	0,055	0,175	0,001	0,049	0,166	0,065	1		
Salin	(ρ)					1	.991**	0,494	0,176	0,158	-.627*	0,07	-0,154	0,354	0,137	0,348	-0,088	0,406	0,266	0,249	-0,252	0,14	0,056	0,41	0,2	0,04	-0,386	-0,427	-.928**		
	p-valor						0	0,103	0,583	0,625	0,029	0,829	0,632	0,259	0,689	0,268	0,786	0,19	0,403	0,436	0,429	0,664	0,863	0,186	0,534	0,901	0,215	0,219	0,008		
TSD	(ρ)						1	0,503	0,141	0,189	-.636*	0,084	-0,154	0,343	0,136	0,344	-0,102	0,448	0,259	0,266	-0,266	0,154	0,063	0,392	0,189	0,063	-0,382	-0,427	-.841*		
	p-valor							0,095	0,662	0,557	0,026	0,795	0,633	0,276	0,689	0,274	0,753	0,145	0,417	0,404	0,404	0,633	0,846	0,208	0,557	0,846	0,221	0,219	0,036		
MO %	(ρ)							1	0,451	-0,399	-0,322	0,462	-0,133	.846**	.645*	0,33	0,007	0,559	0,217	-0,084	0,189	0,524	0,448	.587*	.601*	0,329	-0,175	-0,183	-0,116		
	p-valor								0,141	0,199	0,308	0,131	0,681	0,001	0,032	0,295	0,983	0,059	0,499	0,795	0,557	0,08	0,145	0,045	0,039	0,296	0,586	0,613	0,827		
Cascalho %	(ρ)								1	-0,127	-.613*	-0,282	0,141	0,359	-0,023	-0,117	0,028	-0,176	0,31	-0,472	0,085	-0,239	-0,275	0,366	-0,077	-0,303	0,384	0,383	-0,116		
	p-valor									0,695	0,034	0,375	0,662	0,252	0,947	0,718	0,931	0,584	0,327	0,121	0,794	0,454	0,388	0,242	0,811	0,338	0,217	0,275	0,827		
Areia %	(ρ)									1	-0,406	-.748**	0,301	-0,392	-0,573	-0,032	0,07	-0,259	-0,21	0,014	-0,252	-.622*	-.811**	-.601*	-0,462	-.736**	0,392	0,256	-0,377		
	p-valor										0,191	0,005	0,342	0,208	0,066	0,922	0,829	0,417	0,513	0,966	0,43	0,031	0,001	0,039	0,131	0,006	0,207	0,475	0,461		
Silte %	(ρ)										1	0,503	0,021	-0,021	0,227	0,126	0,186	0,112	-0,077	0,119	0,294	0,308	0,497	-0,035	0,133	0,431	-0,315	-0,098	0,319		
	p-valor												0,095	0,948	0,948	0,502	0,696	0,564	0,729	0,812	0,713	0,354	0,331	0,101	0,914	0,681	0,162	0,318	0,789	0,538	
Argila %	(ρ)												1	-0,259	0,559	.836**	0,281	-0,098	.636*	0,252	0,357	0,049	.832**	.979**	.580*	.601*	.914**	-.701*	-0,573	-0,232	
	p-valor													0,417	0,059	0,001	0,377	0,762	0,026	0,43	0,255	0,88	0,001	0	0,048	0,039	0	0,011	0,083	0,658	
[PI]	(ρ)													1	-0,077	-0,527	-0,263	0,522	0,063	0,378	-0,056	0,406	-0,245	-0,252	-0,266	-0,308	-0,249	-0,098	-0,067	-0,203	
	p-valor																0,812	0,096	0,409	0,082	0,846	0,226	0,863	0,191	0,443	0,43	0,404	0,331	0,436	0,762	0,854
[PT]	(ρ)														1	.764**	0,396	0,116	.629*	0,378	-0,049	0,196	0,42	0,483	.615*	0,476	0,319	-0,214	0,079	-0,348	
	p-valor																0,006	0,202	0,721	0,028	0,226	0,88	0,542	0,175	0,112	0,033	0,118	0,313	0,505	0,828	0,499
[PO]	(ρ)															1	0,456	-0,246	0,509	0,045	0,227	-0,018	.882**	.791**	0,536	.864**	.729*	-0,319	-0,244	-0,232	
	p-valor																0,159	0,466	0,11	0,894	0,502	0,958	0	0,004	0,089	0,001	0,011	0,339	0,527	0,658	
Cr_HCl	(ρ)																1	0,077	0,123	-0,109	0,144	-0,014	0,46	0,235	.582*	.586*	0,214	-0,29	-0,028	-0,779	
	p-valor																	0,811	0,704	0,736	0,656	0,965	0,133	0,462	0,047	0,045	0,503	0,361	0,94	0,068	
Cu_HCl	(ρ)																	1	0,161	0,564	0,284	.750**	-0,147	-0,018	0,039	-0,175	-0,032	-0,17	0,306	-0,406	
	p-valor																		0,617	0,056	0,372	0,005	0,648	0,957	0,905	0,586	0,922	0,597	0,39	0,425	
Fe_HCl	(ρ)																		1	0,476	0,252	0,315	0,441	.594*	0,315	0,252	0,529	-0,522	-0,494	-0,232	
	p-valor																			0,118	0,43	0,319	0,152	0,042	0,319	0,43	0,077	0,082	0,147	0,658	
Mn_HCl	(ρ)																			1	0,406	0,329	0,007	0,273	0,469	-0,196	0,315	-0,448	-0,122	-0,232	
	p-valor																														
Pb_HCl	(ρ)																				1	-0,091	0,385	0,399	0,168	0,224	0,543	-.613*	-0,506	-.812*	
	p-valor																														
Zn_HCl	(ρ)																					1	0,077	0,147	0,035	0,063	0,105	-0,011	0,317	0,319	
	p-valor																														
Cr_3051	(ρ)																						1	.853**	0,559	.902**	.865**	-.599*	-0,585	-0,203	
	p-valor																														

		Prof	Temp	OD	OD %	pH	Salin	TSD	MO %	Casc %	Areia %	Silte %	Argila %	[PI]	[PT]	[PO]	Cr_HCl	Cu_HCl	Fe_HCl	Mn_HCl	Pb_HCl	Zn_HCl	Cr_3051	Fe_3051	Mn_3051	Pb_3051	Zn_3051	Fibras	Fragme	Emaran
		Características Físico-químicas da Água							Caracterização Sedimentar							Fração Metálica Fracamente Ligada aos Sedimentos						Fração Metálica Fortemente Ligada aos Sedimentos					Microplásticos			
Fe_3051	(ρ)																						1	,580*	,615*	,949**	-,729**	-0,543	-0,116	
	p-valor																							0,048	0,033	0	0,007	0,105	0,827	
Mn_3051	(ρ)																							1	0,497	,581*	-0,483	-0,159	-0,203	
	p-valor																								0,101	0,047	0,111	0,662	0,7	
Pb_3051	(ρ)																								1	,595*	-0,329	-0,323	-0,203	
	p-valor																									0,041	0,296	0,362	0,7	
Zn_3051	(ρ)																										1	-,719**	-0,535	-0,116
	p-valor																										0,008	0,111	0,827	
Fibras	(ρ)																										1	,813**	,841*	
	p-valor																											0,004	0,036	
Fragmen	(ρ)																											1	0,564	
	p-valor																												0,322	
Emaranh	(ρ)																												1	
	p-valor																													