



UFRJ  
Programa de  
Pós-Graduação  
em Geografia  
22°51'S; 43°14'W

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO  
CENTRO DE CIÊNCIAS MATEMÁTICAS E DA NATUREZA  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

RODRIGO SARDINHA LOURENÇO

DISPOSIÇÃO EM SOLO DE SEDIMENTOS DRAGADOS DA LAGOA DA TIJUCA  
(COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ, RJ): TOXICIDADE PARA  
MINHOCAS

Rio de Janeiro

2024

RODRIGO SARDINHA LOURENÇO

DISPOSIÇÃO EM SOLO DE SEDIMENTOS DRAGADOS DA LAGOA DA TIJUCA  
(COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ, RJ): TOXICIDADE PARA  
MINHOCAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Departamento de Geografia do Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito para a obtenção do título de mestre em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Gonçalves Cesar (UFRJ)

Coorientadora: Dra. Zuleica Carmen Castilhos (CETEM)

Rio de Janeiro

2024

### CIP - Catalogação na Publicação

L892d Lourenço, Rodrigo Sardinha  
Disposição em solo de sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca (Complexo Lagunar de Jacarepaguá, RJ): toxicidade para minhocas / Rodrigo Sardinha Lourenço. -- Rio de Janeiro, 2024.  
141 f.

Orientador: Ricardo Gonçalves Cesar.  
Coorientadora: Zuleica Carmen Castilhos.  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2024.

1. Bioensaios. 2. Latossolo. 3. Espodossolo. 4. Metais. I. Cesar, Ricardo Gonçalves, orient. II. Castilhos, Zuleica Carmen, coorient. III. Título.

Elaborado pelo Sistema de Geração Automática da UFRJ com os dados fornecidos pelo(a) autor(a), sob a responsabilidade de Miguel Romeu Amorim Neto - CRB-7/6283.

RODRIGO SARDINHA LOURENÇO

DISPOSIÇÃO EM SOLO DE SEDIMENTOS DRAGADOS DA LAGOA DA TIJUCA  
(COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ, RJ): TOXICIDADE PARA  
MINHOCAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Departamento de Geografia do Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito para a obtenção do título de mestre em Geografia.

Aprovada em: 22/02/2024

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Ricardo Gonçalves Cesar (Orientador)  
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

---

Dra. Zuleica Carmen Castilhos (Coorientadora)  
Centro de Tecnologia Mineral (CETEM)

---

Prof. Dra. Mônica dos Santos Marçal  
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

---

Prof. Dra. Helena Polivanov  
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

## AGRADECIMENTOS

Aos meus avós, Hylma e Domingos (*in memoriam*), pelo papel essencial que exerceram em toda a minha vida;

À minha mãe, por todos os esforços e ajuda em possibilitar a minha formação na Graduação e, agora, na Pós-Graduação;

À Clara Emoingt e toda família pelo amor, carinho e recepção – indispensáveis neste momento conturbado e difícil;

Ao meu professor e orientador Ricardo Cesar (Geografia – UFRJ), pelos ensinamentos, incentivos, conversas, suportes e todas as oportunidades dadas a mim (que foram muitas);

À minha coorientadora Zuleica Castilhos (CETEM), por compartilhar seus conhecimentos e dar assistência ao desenvolvimento deste e de diversos outros trabalhos desenvolvidos;

À Helena Polivanov (Geologia – UFRJ), pelo auxílio no ensino de conceitos e metodologias aplicadas neste trabalho;

Ao CETEM pelas parcerias, análises químicas e toda infraestrutura;

Aos amigos do LECOTOX (Geografia – UFRJ): Matheus Teixeira, Domyrique Santos e Gustavo Koifman, pelo suporte laboratorial (fundamental) e por todos os momentos divertidos que passamos juntos;

Aos amigos do CENPES (PETROBRAS): Miriam Bianchi, Louise Felix, João Maximino, Liliane Pequeno, Leandro Araújo, Cidelmara Coelho e Elton Canto, por me proporcionarem ótimos momentos e muitas conversas durante um período extremamente desafiador;

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado – fundamental para a realização deste trabalho.

“A natureza me gera e me cria, mas depois se  
alimenta de mim [...] porque sou e quem não  
é **inquilino do universo.**”

(Roberto Ribeiro)

## RESUMO

As lagoas tropicais urbanas são comumente impactadas por assoreamento, esgoto doméstico, resíduos industriais, sendo que a dragagem de seus sedimentos é frequentemente necessária para minimizar os impactos econômicos, ecológicos e de saúde pública. No entanto, as implicações ambientais da disposição terrestre de sedimentos dragados ainda são pouco investigadas no Brasil, tornando extremamente importante a execução de estudos ligados a este tema. Com o objetivo de preencher esta lacuna, uma avaliação de risco ecológico foi realizada com sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ) usando diferentes linhas de evidência, incluindo a caracterização de solos e sedimentos, determinação de metais, bioensaios agudos e de fuga com minhocas (*Eisenia andrei*). Para tanto, duas amostras diferentes de sedimentos dragados, uma arenosa e outra lamosa, foram obtidas em dois setores distintos e espacialmente representativos da Lagoa da Tijuca. Os sedimentos foram misturados com um Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo para obter doses entre 0 (solo puro) e 12%. A dose de sedimento que causou mortalidade (CL50) ou efeitos de fuga (CE50) para 50% dos organismos foi estimada através da análise PriProbit. As concentrações de metais e os níveis de toxicidade foram maiores no sedimento lamoso (Solo Artificial CL50 = 3,84%; Latossolo CL50 = 4,58%; Espodossolo CL50 = 2,85%) em relação ao arenoso (Solo Artificial CL50 = 10,94%; Latossolo CL50 = 14,36%; Espodossolo CL50 = 10,38%), uma vez que as partículas finas retêm mais matéria orgânica e contaminantes. As respostas de mortalidade e de fuga foram mais intensas no Espodossolo (em comparação aos demais solos) devido à sua textura extremamente arenosa (98% de areia). As concentrações de metais nos tecidos das minhocas sobreviventes foram, de maneira geral, baixas, exceto o sódio, cuja bioacumulação nos organismos foi alta. Por fim, a toxicidade provavelmente está ligada aos sais marinhos e as minhocas parecem acumular água em excesso para manter o equilíbrio osmótico, aumentando sua biomassa.

**Palavras-chave:** Bioensaios. Latossolo. Espodossolo. Metais.

## **ABSTRACT**

Urban tropical lagoons are commonly impacted by silting, domestic sewage and industrial wastes and the dredging of their sediments is often required to minimize ecological impacts. However, environmental implications of land disposal of dredged sediments are still poorly investigated in the tropics. Aiming to contribute to filling this gap, an ecotoxicological evaluation was conducted with dredged sediments from Tijuca Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil) using different lines evidence, including soil and sediment characterization, metal determination, and acute and avoidance bioassays with *Eisenia andrei*. Two different dredged sediment samples, a sandy sediment and another muddy one, were obtained in two distinct and spatially representative sectors of the Tijuca lagoon. The sediments were mixed with an artificial soil, Ferralsol and Spodosol to obtain doses between 0 (pure soil) and 12%. The sediment dose that caused mortality (LC50) or avoidance responses (EC50) to 50% of the organisms were estimated through Probit analysis. Metal concentrations and toxicity levels were higher in the muddy sediment (artificial soil LC50 = 3,84%; Ferralsol LC50 = 4,58%; Spodosol LC50 = 2,85%) compared to the sandy one (artificial soil LC50 = 10,94%; Ferralsol LC50 = 14,36%; Spodosol LC50 = 10,38%), since fine grains tend to retain more organic matter and contaminants. Mortality and avoidance responses were the highest ones in Spodosol due to its extremely sandy texture (98% of sand). Metal concentrations in surviving earthworms were generally low, except sodium whose bioaccumulation in earthworms was high. Finally, the toxicity is probably linked to marine salts, and the earthworms seem to accumulate water in excess to maintain osmotic equilibrium, increasing their biomass.

**Keywords:** Bioassay. Ferralsol. Spodosol. Metal.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Grande volume de gigogas na praia da Barra da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ), próximo ao canal da Joatinga (janeiro de 2023).....	23
Figura 2 - Modelo metodológico utilizado para avaliar a ecotoxicidade terrestre oriunda da disposição de sedimentos de fundo da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). ....	36
Figura 3 - Bacias hidrográficas que pertencem ao Município do Rio de Janeiro (RJ). .....	37
Figura 4 - Localização da Lagoa da Tijuca, na cidade do Rio de Janeiro (RJ). ....	38
Figura 5 - Representação da configuração dos aspectos geológicos da planície costeira de Jacarepaguá ao final do primeiro período de regressão do nível do mar. .....	40
Figura 6 - Representação da configuração dos aspectos geológicos da planície costeira de Jacarepaguá desde a última regressão marinha, acarretando a formação da segunda ilha-barreira (mais externa), até o os dias de hoje.....	41
Figura 7 - Perfil esquemático das camadas estratigráficas da Baixada de Jacarepaguá, evidenciando o acúmulo de diferentes sedimentos com distintas características. ....	42
Figura 8 - Mapa geomorfológico da planície costeira de Jacarepaguá, destacando os sistemas de relevo presentes.....	43
Figura 9 - Aspecto de vegetação florestal exuberante no Parque Nacional da Tijuca (localizado no Maciço da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ).....	45
Figura 10 - Vegetação de ambientes de restinga presentes no interior do Parque Municipal Chico Mendes (Rio de Janeiro, RJ), próximo à Lagoinha das Taxas.....	45
Figura 11 - Mapa de solos da planície de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ). ....	47
Figura 12 - Evolução do processo de expansão urbana na área da Baixada de Jacarepaguá. A: área que compreende atualmente o bairro da Barra da Tijuca (RJ) registrado no início do século XX. B: início do processo de ocupação no entorno das lagoas e do Canal da Barra (década de 1960).....	49
Figura 13 - Lagoa de Jacarepaguá com sua lâmina d'água em tom de verde, indicando um alto grau de eutrofização e proliferação descontrolada de cianobactérias hepatotóxicas. ....	50
Figura 14 - Águas da Lagoa da Tijuca com tom esverdeado sendo liberadas no mar através do canal da Joatinga (agosto de 2020).....	51
Figura 15 - Lagoa da Tijuca extremamente assoreada e água com cor esverdeada, indicando alto grau de contaminação.....	52

Figura 16 - Distribuição espacial dos sedimentos coletados da Lagoa da Tijuca com a indicação de dois setores distintos.....	56
Figura 17 - Aspecto do moinho de barras usado para moagem de sedimentos e preparação das amostras compostas: recipiente sem amostras (A); processo de moagem em andamento (B).....	57
Figura 18 - Coleta de horizonte B de Latossolo no município de Duque de Caxias (RJ). .....	58
Figura 19 - Coleta de horizonte A de Espodossolo no Parque Natural Municipal Chico Mendes (Rio de Janeiro, RJ) (esquerda) e presença de organismos edáficos (minhocas) na amostra coletada (direita). ....	59
Figura 20 - Separação das frações grosseira (areia) e fina (silte e argila) (A); processo de decantação das partículas finas suspensas em provetas de 1000 ml (B). ....	61
Figura 21 - Inserção de álcool etílico absoluto nas amostras por meio de uma bureta (A); remoção de bolhas existentes (através de agitação) entre as partículas (B). ....	62
Figura 22 - Dimensões do tubo utilizado para a determinação da CRA (A); processo de saturação das amostras através do fenômeno de capilaridade (B).....	63
Figura 23 - Equipamento utilizado para a determinação do pH das amostras. ....	64
Figura 24 - Conjunto de filtração utilizado para obtenção dos extratos para posterior medição da condutividade elétrica. ....	65
Figura 25 - Equipamento utilizado para a determinação da condutividade elétrica das amostras.....	65
Figura 26 - Processo de liofilização de minhocas sobreviventes dos bioensaios agudos, no Laboratório de Especificação de Mercúrio Ambiental (LEMA), do CETEM. .....	68
Figura 27 - Tecidos de minhocas liofilizadas sendo moídas e homogeneizadas para posterior análise das concentrações de metais.....	69
Figura 28 - Dimensões do recipiente-teste utilizado para os bioensaios agudos com minhocas da espécie <i>Eisenia andrei</i> . ....	73
Figura 29 - Aspecto do bioensaio agudo com minhocas ( <i>Eisenia andrei</i> ) em bancada. .....	75
Figura 30 - Montagem do bioensaio de fuga com minhocas: recipiente-teste plástico com o divisor de seções (A); minhocas recém inoculadas na interface dos solos (B). .....	76
Figura 31 - Visão geral do teste de fuga com minhocas. ....	76

Figura 32 - Sobrevivência (colunas) e variação da biomassa (círculos) (média %  $\pm$  desvio padrão; n = 4) de *Eisenia andrei* expostas a misturas de Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo com sedimento dragado do setor arenoso da Lagoa da Tijuca. + = mortalidade significativamente diferente do controle ( $p \leq 0,05$ ). \* = biomassa significativamente diferente do controle ( $p \leq 0,05$ ).....90

Figura 33 - Sobrevivência (colunas) e variação da biomassa (círculos) (média %  $\pm$  desvio padrão; n=4) de *Eisenia andrei* expostas a misturas de Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo com sedimento dragado do setor lamoso da Lagoa da Tijuca. + = mortalidade significativamente diferente do controle ( $p \leq 0,05$ ). \* = biomassa significativamente diferente do controle ( $p \leq 0,05$ ). .....99

Figura 34 - Respostas de fuga de *Eisenia andrei* expostas a diferentes misturas de Solo Artificial e Espodossolo com sedimento dragado do setor arenoso da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). Os valores são as porcentagens médias de fuga ( $\pm$  desvio padrão; n = 3). \* = porcentagem significativamente maior de organismos na seção controle do que na seção teste. Nota: As porcentagens acima da linha tracejada significam função de habitat limitada da mistura de teste (ISO, 2008). ..... 107

Figura 35 Respostas de fuga de *Eisenia andrei* expostas a diferentes misturas de Solo Artificial e Espodossolo com sedimento dragado do setor lamoso da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). Os valores são as porcentagens médias de fuga ( $\pm$  desvio padrão; n = 3). \* = porcentagem significativamente maior de organismos na seção controle do que na seção teste. Nota: As porcentagens acima da linha tracejada significam função de habitat limitada da mistura de teste (ISO, 2008). ..... 109

Figura 36 - Correlação significativa e negativa (regressão linear; n = 13) envolvendo valores de CL50 (%) para minhocas e condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) determinadas em sedimentos dragados de diferentes estuários do Estado do Rio de Janeiro: Lagoa da Tijuca (este estudo); Lagoa Rodrigo de Freitas (dados obtidos de VEZZONE et al., 2018; 2019), e diferentes setores da Baía de Guanabara (MONTE et al., 2018)... 114

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Rios e canais que desembocam nas lagoas constituintes do Complexo lagunar de Jacarepaguá (RJ).....	44
Tabela 2 - Teores orientadores (mg/kg) de metais recomendados pela legislação brasileira para qualidade de solos (CONAMA 420/2009) e de sedimentos estuarinos (CONAMA 454/2012). .....	70
Tabela 3 - Classes do Índice de Geoacumulação (IGEO).....	71
Tabela 4 - Aspectos físicos e químicos das amostras de sedimentos dragados e solos (Latossolo e Espodossolo) utilizados nos bioensaios. P = fósforo total. ....	79
Tabela 5 - Aspectos físicos e químicos das amostras de solo (Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo) acrescidas com diferentes doses de sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). Dose 0% = solo puro (sem adição de sedimentos). CRA = capacidade de retenção de água. P = fósforo total. ....	81
Tabela 6 - Concentrações de metais (em mg/kg) em Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo tratados com diferentes doses de sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). Dose 0% = solo puro (solo sem adição de sedimentos). Os limites estabelecidos pelo CONAMA 420/2009 (limite de prevenção) para disposição de sedimentos dragados em solos são: Zn = 300 mg/kg; Cu = 60 mg/kg; Pb = 72 mg/kg; Ni = 30 mg/kg; Cd = 1,3 mg/kg; As = 15 mg/kg; Cr = 75 mg/kg; Hg = 0,5 mg/kg. Os limites estabelecidos pelo CONAMA 454/2012 (nível 1 e nível 2, respectivamente) para referência de sedimentos a serem dragados são: Zn = 150 e 410 mg/kg; Cu = 34 e 270 mg/kg; Pb = 46,7 e 218 mg/kg; Ni = 20,6 e 51,6 mg/kg; Cd = 1,2 e 7,2 mg/kg; As = 19 e 70 mg/kg; Cr = 81 e 370 mg/kg; Hg = 0,3 e 1,0 mg/kg. ....	84
Tabela 7 - Classes do Índice de Geoacumulação (IGEO) para cada sedimento (arenoso e lamoso) oriundos da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro (RJ).....	86
Tabela 8 - Concentrações de metais em minhocas sobreviventes (MN; em mg/kg), solos (SL; em mg/kg) e Fatores de Bioconcentração (FBC) após 14 dias de exposição a Latossolo acrescido com diferentes doses de sedimentos arenosos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). DI = dados indisponíveis (a concentração de metal no tecido das minhocas estava abaixo do limite de detecção). Dose 0% = solo puro (solo sem adição de sedimentos).....	94
Tabela 9 - Concentrações de metais em minhocas sobreviventes (MN; em mg/kg), solos (SL; em mg/kg) e Fatores de Bioconcentração (FBC) após 14 dias de exposição a Espodossolo acrescido com diferentes doses de sedimentos arenosos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). DI = dados indisponíveis (a concentração de metal no tecido das minhocas estava abaixo do limite de detecção). Dose 0% = solo puro (solo sem adição de sedimentos).....	95

Tabela 10 - Concentrações de metais em minhocas sobreviventes (MN; em mg/kg), solos (SL; em mg/kg) e Fatores de Bioconcentração (FBC) após 14 dias de exposição a Latossolo acrescido com diferentes doses de sedimentos lamosos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). DI = dados indisponíveis (a concentração de metal no tecido das minhocas estava abaixo do limite de detecção). Dose 0% = solo puro (solo sem adição de sedimentos)..... 103

Tabela 11 - Concentrações de metais em minhocas sobreviventes (MN; em mg/kg), solos (SL; em mg/kg) e Fatores de Bioconcentração (FBC) após 14 dias de exposição a Espodossolo acrescido com diferentes doses de sedimentos lamosos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). DI = dados indisponíveis (a concentração de metal no tecido das minhocas estava abaixo do limite de detecção). Dose 0% = solo puro (solo sem adição de sedimentos)..... 104

Tabela 12 - Condutividade elétrica (CE; em  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), concentrações de metais (em mg/kg) e valores de CL50 (bioensaio agudo – 14 dias) com *Eisenia andrei* expostas a Latossolos acrescidos com sedimentos dragados: comparação entre sedimentos dragados de diferentes sistemas estuarinos do Estado do Rio de Janeiro, incluindo a Lagoa da Tijuca. Os valores de CL50 estão expressos em porcentagem de sedimentos adicionados a uma mesma amostra de Latossolo e a estimativa dos intervalos de 95% de confiança estão apresentadas entre parênteses. I = amostra coletada no inverno. V = amostra coletada no verão. APA = Área de Proteção Ambiental. a = Os dados não permitiram estimar intervalos de 95% de confiança. 112

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>17</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>20</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivo geral</b> .....	<b>20</b>
<b>2.2</b>	<b>Objetivos específicos</b> .....	<b>20</b>
<b>3</b>	<b>BASE TEÓRICA</b> .....	<b>21</b>
<b>3.1</b>	<b>Contaminação e assoreamento de lagunas costeiras</b> .....	<b>21</b>
<b>3.2</b>	<b>Metais pesados e seus impactos no meio ambiente</b> .....	<b>23</b>
<b>3.3</b>	<b>Obras de dragagem: aspectos ambientais</b> .....	<b>27</b>
<b>3.4</b>	<b>Comportamento pedogeoquímico de metais em cenário de disposição terrestre de sedimentos dragados</b> .....	<b>30</b>
<b>3.5</b>	<b>Testes ecotoxicológicos como ferramenta de monitoramento</b> .....	<b>32</b>
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>35</b>
<b>4.1</b>	<b>Área de estudo</b> .....	<b>36</b>
<b>4.1.1</b>	<b>Localização</b> .....	<b>36</b>
<b>4.1.2</b>	<b>Geologia</b> .....	<b>38</b>
<b>4.1.3</b>	<b>Aspectos fisiográficos</b> .....	<b>42</b>
<b>4.1.4</b>	<b>Evolução urbana e implicações ambientais e sanitárias</b> .....	<b>47</b>
<b>4.1.5</b>	<b>Geografia Física Crítica e Geoética do Complexo Lagunar de Jacarepaguá .....</b>	<b>52</b>
<b>4.2</b>	<b>Amostragem e preparação dos materiais</b> .....	<b>55</b>

4.2.1	Sedimentos .....	55
4.2.2	Solos .....	57
<b>4.3</b>	<b>Caracterização dos materiais</b> .....	<b>59</b>
4.3.1	Determinação granulométrica e da densidade das partículas .....	60
4.3.2	Capacidade de retenção de água (CRA).....	62
4.3.3	Determinação do pH, da condutividade elétrica e da salinidade .....	63
4.3.4	Determinação de metais e fósforo.....	66
<b>4.4</b>	<b>Avaliação da intensidade da poluição por metais</b> .....	<b>69</b>
4.4.1	Comparação com as legislações brasileiras de qualidade ambiental.....	69
4.4.2	Índice de Geoacumulação.....	70
<b>4.5</b>	<b>Bioensaios</b> .....	<b>72</b>
4.5.1	Bioensaios agudos com minhocas ( <i>Eisenia andreii</i> ) .....	72
4.5.2	Bioensaios de fuga com minhocas ( <i>Eisenia andreii</i> ).....	75
<b>4.6</b>	<b>Análise estatística</b> .....	<b>77</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>77</b>
<b>5.1</b>	<b>Caracterização física e química dos materiais</b> .....	<b>77</b>
<b>5.2</b>	<b>Determinação de metais</b> .....	<b>82</b>
5.2.1	Avaliação da intensidade da contaminação por metais.....	82
<b>5.3</b>	<b>Avaliação do potencial tóxico das misturas de solos com sedimentos</b> .....	<b>87</b>
5.3.1	Bioensaios agudos com <i>Eisenia andreii</i> .....	87
5.3.1.1	Bioensaios agudos com <i>Eisenia andreii</i> utilizando o sedimento arenoso .	87

5.3.1.1.1	Fatores de Bioconcentração (FBC) de metais em minhocas expostas ao sedimento arenoso .....	91
5.3.1.2	Bioensaios agudos com <i>Eisenia andrei</i> utilizando o sedimento lamoso.....	96
5.3.1.2.1	Fatores de Bioconcentração (FBC) de metais em minhocas expostas ao sedimento lamoso .....	100
5.3.2	Bioensaio de fuga com <i>Eisenia andrei</i> .....	105
5.3.2.1	Bioensaios de fuga com <i>Eisenia andrei</i> utilizando o sedimento arenoso .....	105
5.3.2.2	Bioensaios de fuga com <i>Eisenia andrei</i> utilizando o sedimento lamoso.....	107
<b>5.4</b>	<b>Influência potencial da salinidade na ecotoxicidade e panorama geral dos resultados .....</b>	<b>110</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>115</b>
<b>7</b>	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>117</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Estuários urbanos brasileiros têm sido intensamente impactados por processos de assoreamento, descarte de lixo e lançamentos indiscriminados de esgoto doméstico e efluentes industriais – que podem causar efeitos nocivos à saúde humana e aos ecossistemas (ALONSO-HERNÁNDEZ *et al.*, 2017; MOREIRA *et al.*, 2019; MONTE *et al.*, 2021). Nesse sentido, as obras de dragagem têm sido uma das alternativas mais usuais para minimizar os impactos ecológicos, econômicos e sociais relacionados à contaminação, assoreamento e eutrofização desses ecossistemas (BIANCHINI *et al.*, 2019; RODRIGUES *et al.*, 2020, AZIZ *et al.*, 2023). No Brasil, as lagunas costeiras são especialmente mais vulneráveis a esses impactos, uma vez que são, muitas vezes, o destino final de rios altamente degradados – induzindo o acúmulo de contaminantes nos sedimentos de fundo destes ambientes (ERBAS *et al.*, 2021; YAPI *et al.*, 2023). Ainda, vale destacar que populações de baixa renda, especialmente aquelas que habitam áreas desprovidas de condições sanitárias adequadas, estão mais expostas aos impactos relacionados à poluição ambiental (KOTHARI 1994; BOYLE, 2012; LUZ e LEITE, 2017) – sobretudo no que diz respeito à disseminação de doenças derivadas da poluição química e biológica (SMITH e SCHINDLER 2009; LI *et al.*, 2019).

As alternativas de destinação final de sedimentos dragados geralmente incluem seu uso como corretivos de solos na agricultura, em empreendimentos de engodamento de praias (quando os sedimentos são arenosos) ou como material de preenchimento/empréstimo (quando o horizonte A é removido, por exemplo, durante a lavra de minérios) e/ou aterro de zonas alagadas (MCHERGUI *et al.*, 2014; DE VINCENZO *et al.*, 2019; DONG *et al.*, 2023). Nesse sentido, é preciso destacar que as alternativas mencionadas são extremamente importantes para reduzir os custos das intervenções de dragagem, mas devem ser cuidadosamente monitoradas com o intuito de evitar efeitos adversos à biota edáfica (MONTE *et al.*, 2018; BEDELL *et al.*, 2023). Geralmente, os custos de transporte de sedimentos para áreas de disposição final são elevados e, como consequência, a disposição de sedimentos dragados em solos circunvizinhos é uma alternativa relativamente comum (FERREIRA *et al.*, 2020; CESAR *et al.*, 2015). Diante disso, é necessário salientar que uma das questões mais importantes relacionada ao descarte de sedimentos dragados em solos é a ocorrência de metais tóxicos e outros contaminantes nestes materiais.

Uma vez nos ecossistemas terrestres, os agentes tóxicos (incluindo metais) podem bioacumular na fauna do solo (COELHO *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2018) e serem transferidos através da cadeia alimentar (SHAO *et al.*, 2020) – podendo causar graves perturbações nos ecossistemas. Neste sentido, vale ressaltar que os serviços ecossistêmicos prestados pela fauna edáfica podem ser comprometidos, tais como: o aumento da porosidade, permeabilidade e agregabilidade; o aumento do teor de matéria orgânica e da estabilidade dos agregados do solo; a ciclagem de nutrientes, dentre outros (BLOUIN *et al.*, 2013; SHARMA *et al.*, 2017) – que são de suma importância para as atividades agrícolas e prevenção de processos erosivos. Ainda, no âmbito dos estudos de contaminação ambiental (sobretudo no que diz respeito aos metais), vale mencionar que estes elementos podem ser acumulados por hortaliças (principalmente quando os sedimentos dragados são utilizados como insumos na agricultura) – comprometendo seu consumo humano (DARMODY *et al.*, 2004; HONGPING *et al.*, 2016; FERRANS *et al.*, 2022).

Neste contexto, é preciso destacar que em cenários de disposição terrestre de materiais dragados, as propriedades físicas, químicas e mineralógicas dos solos locais (e dos sedimentos dragados) desempenham um papel importante na toxicidade e biodisponibilidade de metais para a fauna do solo (VEZZONE *et al.*, 2020; BEDELL *et al.*, 2023). Assim, variações de textura, densidade das partículas, capacidade de retenção de água (CRA), pH, salinidade, teor de matéria orgânica, tipos de argilominerais, entre outros, são fundamentais à compreensão da mobilidade geoquímica de contaminantes (sobretudo os metais pesados) em ecossistemas terrestres (SUNGUR *et al.*, 2015; HUANG *et al.*, 2020, LOSOTA *et al.*, 2020). Diante disso, o entendimento da mobilidade de agentes tóxicos é fundamental para selecionar as zonas terrestres mais apropriadas à disposição final dos sedimentos dragados – isto é, levando em consideração as propriedades dos solos locais, ou, em outras palavras, a geografia dos solos. Este tipo de informação é primordial para (i) prevenir a disseminação potencial de contaminantes para as águas subterrâneas, solos e sistemas fluviais circunvizinhos; (ii) identificar os receptores ecológicos do solo em maior risco; e (iii) avaliar a viabilidade de destinação de sedimentos dragados como corretivos de solos na agricultura e/ou outras alternativas de reciclagem.

No que se refere aos ecossistemas terrestres, as minhocas (*Eisenia andrei*) são os organismos-teste mais amplamente utilizados como bioindicadores na avaliação dos impactos ecológicos e ecotoxicológicos relacionados à deposição de

resíduos em solos (NIVA *et al.*, 2016) – incluindo sedimentos dragados contendo metais tóxicos (MONTE *et al.*, 2018; ZOUCH *et al.* 2021; BEDELL *et al.*, 2023), rejeitos de distintas atividades de mineração (BIANCHI, 2013, DI CARLO *et al.* 2020; SIQUEIRA *et al.*, 2022) e lodo de esgoto (BABIC *et al.*, 2016; KARIMI *et al.*, 2020). Vale ressaltar que a utilização de minhocas em testes ecotoxicológicos se deve, principalmente, ao seu curto ciclo de vida, relativa sensibilidade a contaminantes e grande relevância ecológica, além de serem organismos-chave para cadeia alimentar do solo (BLOUIN *et al.*, 2013; SIVAKUMAR, 2015). Além disso, as minhocas consomem grandes quantidades de solo, estão em contato direto com as partículas minerais e orgânicas e são capazes de absorver metais e outros contaminantes – possibilitando a estimativa de teores potencialmente biodisponíveis de agentes tóxicos em sistemas terrestres (SIVAKUMAR, 2015; RICHARDSON *et al.*, 2020).

Embora a toxicidade terrestre de sedimentos de lagunas urbanas ainda seja pouco estudada no Brasil, tal informação é extremamente necessária quando os empreendimentos de intervenção ambiental (por exemplo, as obras de dragagem) cogitam o descarte de sedimentos no solo. Neste contexto, por exemplo, vale destacar que a Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ) é um estuário urbanizado severamente impactado, há décadas, por esgoto doméstico, efluentes industriais, depósitos clandestinos de lixo e assoreamento (MAGALHÃES *et al.*, 2017, TEIXEIRA *et al.*, 2022). Na década de 1990, os sedimentos de fundo da Lagoa da Tijuca foram dragados e depositados nos solos do entorno da lagoa sem avaliação ecotoxicológica prévia – visando minimizar os impactos relacionados ao assoreamento do estuário. Recentemente, a dragagem de sedimentos da Lagoa da Tijuca foi prevista, novamente, para atender às exigências dos Jogos Olímpicos de 2016 (MASTERPLAN, 2015), com previsão de disposição de parte dos dragados nos solos do entorno das lagoas. No entanto, as obras não foram executadas – agravando a situação nos últimos anos. No ano de 2023, o Governo do Estado do RJ concedeu nova licença para dragagem do complexo lagunar de Jacarepaguá, incluindo Lagoa da Tijuca. A obra deverá abarcar a dragagem de 2,3 milhões de m<sup>3</sup> de sedimentos/lodo do fundo lagunar, duração de 36 meses e um custo de 250 milhões de reais (O DIA, 2023).

Dessa forma, o presente trabalho consiste em uma avaliação focada na toxicidade terrestre associada à disposição em solo de sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca. Para atingir esse objetivo, bioensaios agudos e de fuga com *E. andrei*

foram aplicados em misturas de sedimentos dragados (um dragado arenoso e outro lamoso) com dois tipos de solos distintos (Latossolo e Espodossolo). Além disso, a bioconcentração de metais pelas minhocas sobreviventes dos testes agudos também foi analisada. As principais hipóteses de trabalho são: (i) o sedimento lamoso é mais tóxico para as minhocas do que o arenoso; (ii) os níveis de toxicidade e de biodisponibilidade de metais tendem a ser maiores em Espodossolo em comparação com o Latossolo; e (iii) a ocorrência de sais marinhos nos sedimentos pode influenciar os níveis de toxicidade.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar a toxicidade terrestre associado à disposição em solo de sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ), utilizando testes ecotoxicológicos com minhocas (*Eisenia andrei*).

### **2.2 Objetivos específicos**

- i. Efetuar a caracterização física e química dos solos e sedimentos dragados;
- ii. Avaliar a toxicidade aguda e efeitos comportamentais de fuga de misturas solo:sedimento para organismos terrestres (minhocas), vislumbrando cenários de disposição terrestre de sedimentos dragados;
- iii. Estudar a biodisponibilidade potencial de metais tóxicos para minhocas, com base na determinação da concentração desses elementos em tecidos dos organismos sobreviventes; e
- iv. Estudar a influência das propriedades dos solos e dos sedimentos dragados na toxicidade associada à disposição terrestre de sedimentos de dragagem.

### 3 BASE TEÓRICA

#### 3.1 Contaminação e assoreamento de lagunas costeiras

As lagunas costeiras são caracterizadas como uma zona de transição entre os compartimentos continental e oceânico (isto é, estuários) e a gênese destes ambientes está intrinsicamente atrelada às oscilações quaternárias do nível do mar (GUERRA, 2003; TEIXEIRA, 2022; VEZZONE, 2019). Estes ambientes podem apresentar morfologias variadas, baixas profundidades e, via de regra, são preenchidas com água salgada ou salobra – uma vez que estão situadas em zonas costeiras e, além disso, muitas vezes, são o destino final de descargas fluviais (MEIRELES, 2014). Devido a estas características, as lagunas costeiras são importantes ambientes no que se refere ao transporte de águas e sedimentos continentais para o mar. Dessa forma, a qualidade das águas e dos sedimentos lagunares depende fortemente das atividades instaladas nas bacias hidrográficas que drenam para esses ambientes (TEIXEIRA *et al.*, 2023). Além disso, estes ecossistemas apresentam, via de regra, baixa energia hidrodinâmica, elevadas taxas de bioprodutividade, grande diversidade biológica e prestam importantes serviços ecossistêmicos, tais como a proteção da linha de costa, estoque de carbono, pesca, navegação, ecoturismo, prática de esportes aquáticos, dentre outros (JUNK *et al.*, 2014; NEWTON *et al.*, 2018).

No entanto, a qualidade dos ecossistemas lagunares tem sido afetada, principalmente, pela expansão urbana e industrial – tendo em vista o lançamento indiscriminado de resíduos industriais e descarga de esgoto doméstico nestes ambientes sem o tratamento adequado (BARLETTA *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2019; PÉREZ *et al.*, 2020). Especificamente no caso do Estado do Rio de Janeiro, diversos ecossistemas costeiros sofrem com o despejo de efluentes domésticos e industriais, incluindo a Baía de Guanabara, Baía de Sepetiba, o Complexo Lagunar da Região dos Lagos, a Lagoa Rodrigo de Freitas, o Complexo Lagunar de Jacarepaguá, dentre outros. A maior parte desses ecossistemas está eutrofizada, assoreada e requer medidas urgentes de obras de dragagem – visando o aumento da circulação de águas, a manutenção da vida aquática e de seus serviços ecossistêmicos (AGUIAR *et al.*, 2018; MORALES *et al.*, 2019; TREVISAN *et al.*, 2020). Ainda, a poluição dos referidos

sistemas lagunares parece ser especialmente agravada pela carência de fiscalizações restritivas e de um monitoramento sistemático da poluição.

No que diz respeito às principais fontes antrópicas de poluição dos ecossistemas costeiros tropicais, o lançamento de lixo, efluentes industriais e domésticos, *runoff* urbano, derrames de óleo, corrosão de cascos de embarcações e de galerias metálicas de águas pluviais merecem destaque (ARAÚJO *et al.*, 2017; VEZZONE *et al.*, 2018; TREVISAN *et al.*, 2020). Vezzone *et al.* (2019), por exemplo, destacam que as lagoas costeiras urbanas vêm sofrendo diversas transformações morfológicas (aterros e assoreamento, por exemplo) e não apenas químicas (isto é, contaminação e eutrofização). Estas alterações morfológicas e químicas estão relacionadas devido, principalmente, à especulação imobiliária atrelada a um crescimento urbano desordenado – a exemplo do que ocorre nas lagoas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá e do que ocorreu no passado na Lagoa Rodrigo de Freitas (VEZZONE, 2019).

Eventos massivos de mortandades de peixes em ambientes lagunares estão geralmente atrelados à deterioração da qualidade das águas e sedimentos, sobretudo no que diz respeito ao aporte de matéria orgânica oriunda do descarte de esgoto doméstico não tratado – que induz baixas nas concentrações de oxigênio dissolvido nas águas (NOBRE *et al.*, 2019; VEZZONE *et al.*, 2019). Dessa forma, é importante também ressaltar que a degradação anaeróbica da matéria orgânica pode gerar gases tóxicos como o metano (CH<sub>4</sub>), amônia (NH<sub>3</sub>) e o sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S – de odor pútrido) (COTOVICZ *et al.*, 2021). Estes gases são extremamente tóxicos à ictiofauna e são frequentemente liberados para a coluna d'água durante eventos de ressuspensão e/ou remobilização de sedimentos de fundo (por exemplo, em obras de dragagem, entradas de frentes frias ou tráfego de embarcações) (FREITAS *et al.*, 2019) – contribuindo para as mortandades de peixes. Ainda, em decorrência do despejo de esgoto doméstico e aumento anormal da produtividade primária, a proliferação periódica de cianobactérias hepatotóxicas e de macrófitas (gigogas), principalmente durante o verão, é comum nas Lagoas da Tijuca e de Jacarepaguá, comprometendo a balneabilidade de praias, navegação e pesca (MAGALHÃES *et al.*, 2017) (Figura 1).

Figura 1- Grande volume de gigogas na praia da Barra da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ), próximo ao canal da Joatinga (janeiro de 2023).



Fonte: Mário Moscatelli (2023).

### 3.2 Metais pesados e seus impactos no meio ambiente

Os metais pesados são elementos reconhecidos por causarem efeitos tóxicos a diversos organismos, incluindo répteis (BEALS *et al.* 2023), peixes (CASTILHOS *et al.*, 2015), anelídeos terrestres (HUANG *et al.* 2021), anfíbios (HU *et al.* 2021) e plantas terrestres (XU *et al.* 2023). A ocorrência destes elementos no meio ambiente pode estar associada a fontes de contaminação naturais (ou geogênicas) e antrópicas (LOUREIRO *et. al.*, 2012; LOSKA *et al.*, 2003). As fontes geogênicas de contaminação podem estar atreladas a erupções vulcânicas e a áreas que sofreram intenso processo de metamorfismo e hidrotermalismo no passado geológico. Tais áreas podem exibir litologias ricas em assembleias minerais sulfetadas, incluindo esfarelita (ZnS), calcopirita (CuFeS<sub>2</sub>), galena (PbS), arsenopirita (FeAsS), cinábrio (HgS), dentre outros (FERNANDES *et al.*, 2018; REIMANN e GARRET, 2005; VICQ *et al.*, 2015). O intemperismo destes minerais pode liberar espécies metálicas mais geoquimicamente

móveis para o meio ambiente (SILVA *et al.*, 2007), e seus impactos à biota têm sido foco de pesquisas na área de geologia médica (WARRA *et al.* 2023). Por outro lado, as fontes antropogênicas de contaminação estão associadas ao descarte (sem pré-tratamento adequado) de lixo, rejeitos de indústrias químicas, petroquímicas, metalúrgicas, de mineração, esgoto doméstico e à aplicação de agroquímicos (PEREIRA *et al.*, 2007, FONSECA *et al.*, 2011; HANFI *et al.* 2020), com destaque para o zinco (Zn), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni), cromo (Cr), cádmio (Cd), arsênio (As) e mercúrio (Hg).

O Zn e o Cu são elementos químicos essenciais (micronutrientes) e desempenham papel fundamental no metabolismo de diversos animais (FERREIRA e WERMELINGER, 2013; LUKKARI *et al.*, 2005). Porém, em excesso, esses elementos podem ser tóxicos à fauna de solo – incluindo minhocas (LUKKARI *et al.*, 2005). No caso das minhocas, o Zn desempenha papel de suma relevância no desenvolvimento e regeneração dos tecidos desses organismos, enquanto o Cu atua diretamente no transporte de substâncias entre as células e os tecidos (LUKKARI *et al.*, 2005). Alguns autores destacam que as principais fontes de poluição por esses metais estão associadas às indústrias químicas e metalúrgicas, como também ao descarte de esgoto doméstico sem pré-tratamento adequado, além da utilização desses elementos na agricultura como agroquímicos (AZZOUZI *et al.*, 2016; SHARMA *et al.*, 2007).

No que se refere ao Pb, as principais fontes de poluição estão atreladas ao seu emprego em tintas, baterias, combustíveis, tubulações, além das atividades de mineração (NIEMEYER *et al.*, 2015; LUO *et al.*, 2015). Este metal pode atingir diferentes compartimentos por meio da deposição atmosférica (a partir de atividades vulcânicas, por exemplo), descarte inadequado de resíduos oriundos de indústrias metalúrgicas e de galvanoplastia ou pela lixiviação do solo, sendo capaz de causar danos importantes à biota terrestre (ROCHA, 2009; REBELO, 2016; ZULFIQAR *et al.*, 2019). Por exemplo, Vezzone (2019), ao aplicarem bioensaios agudos com minhocas (*Eisenia andrei*) para avaliação da toxicidade do nitrato de chumbo ( $Pb(NO_3)_2$ ), revelaram que a concentração letal de Pb a 50% dos organismos era de 496 mg/kg em Latossolo. A referida autora também destaca a escassez de trabalhos voltados para o estudo da toxicidade do Pb em solos tropicais, cuja toxicidade pode variar fortemente em função das classes pedológicas.

O Ni, por sua vez, é um metal frequentemente usado em baterias, ligas metálicas e fabricação de aço inoxidável (LACERDA *et al.*, 2009; SILVA, 2008). Para além destas aplicações, este metal é utilizado na confecção de moedas e dispositivos eletrônicos, como também na indústria têxtil (KUMAR *et al.*, 2018). O Ni é um elemento essencial para diversos organismos terrestres e, no caso das plantas, contribui para a assimilação de nitrogênio (KUMAR *et al.*, 2020). Porém, Bargagli (1998) atenta para o fato de que pode haver fitotoxicidade em condições de excesso de íons de deste metal no meio ambiente – comprometendo as atividades metabólicas destes organismos. No caso das minhocas, a contaminação por Ni pode induzir a inibição do crescimento e reprodução, modificação nas atividades enzimáticas, alterações no DNA, danos aos tecidos, dentre outros efeitos (JOANA *et al.*, 2011; WANG *et al.*, 2020).

O Cr é um metal de grande relevância na área da indústria, sendo amplamente utilizado, por exemplo, na galvanoplastia, na fabricação de ligas, fungicidas e pigmentos, no polimento de estruturas metálicas, dentre outros usos (CETESB, 2014). Ainda, alguns autores relatam que este metal é altamente tóxico para plantas e microrganismos (MOFFAT *et al.*, 2018), sendo a forma oxidada (hexavalente) geralmente mais tóxica se comparada a espécie reduzida (trivalente). No que diz respeito aos impactos deste metal para a fauna terrestre, alguns autores estudaram a toxicidade das formas trivalente – Cr (III) e hexavalente – Cr (VI) para *Eisenia fetida* e relataram concentrações extremamente letais para Cr (VI) em relação ao Cr (III): 222 e 1656 mg/kg, respectivamente (ARILLO e MELODIA, 1991; SIVAKUMAR e SUBBHURAAM, 2005).

O Cd é usualmente utilizado em revestimentos de superfícies metálicas, pigmentos de tintas, produção de ligas metálicas, confecção de baterias, fungicidas e também na indústria de fabricação de plástico (LACERDA *et al.*, 2009; CETESB, 2014). Por outro lado, o cádmio é reconhecidamente tóxico para diversos organismos, podendo causar efeitos adversos para a flora e fauna terrestre e aquática (CARDOSO e CHASIN, 2001). Em ambientes aquáticos, alguns estudos indicam que este metal é capaz de bioacumular em distintos organismos, como peixes e camarões (WU e CHEN, 2004; DE CONTO *et al.*, 1998). Já em ambientes terrestres, Alonso *et al.* (2000) identificaram contaminação de gado bovino por meio da ingestão de plantas contendo este metal em seus tecidos. Além disso, a literatura destaca que o Cd pode

também induzir efeitos tóxicos em microrganismos e minhocas (ZANG *et al.*, 2009; CALABRESE *et al.*, 1999; NASCARELLA *et al.*, 2003).

O As é frequentemente empregado em herbicidas, detergentes, bem como na indústria farmacêutica e têxtil (CETESB, 2014; RODRIGUES e MALAFAIA, 2008). Para além destas aplicações, este elemento é amplamente utilizado em indústrias de eletrônicos, clarificador de vidros, fogos de artifícios, dentre outros (BARRA *et al.*, 2000). Devida à reconhecida problemática ambiental do As, diversos estudos foram realizados para avaliar o comportamento biogeoquímico e o potencial tóxico deste metaloide (CHEN *et al.*, 2001; FITZ e WENZEL, 2002; WANG *et al.* 2023a). A esse respeito, é preciso destacar que o efeito tóxico das espécies de arsênio depende, principalmente, de sua forma química e, geralmente, os compostos orgânicos são menos tóxicos que os inorgânicos (CHATTERJEE *et al.*, 1995). Em relação ao ambiente terrestre, a literatura indica que o As inorgânico é altamente tóxico para diferentes espécies de minhocas (*Eisenia foetida* – FISCHER e KOSZORUS, 1992; KAUSHIK *et al.* 2013; WANG *et al.*, 2023b; e *Lumbricus terrestris* – MEHARG *et al.*, 1998). Os autores supracitados determinaram que, para *E. foetida*, concentrações a partir de 25 mg/kg de um sal de arsênio (na forma de As[V]), foram capazes de gerar mortalidade, bem como alterações na reprodução destes organismos (FISCHER e KOSZORUS, 1992). Ainda no âmbito dos estudos dos efeitos tóxicos do arsênio para a fauna edáfica, Kaushik *et al.* (2013) destacaram que concentrações próximas à 5,0 mg/kg de As[III] foram responsáveis pela morte de 50% dos organismos da espécie *E. foetida* – evidenciando uma maior toxicidade do As[III] em relação ao As[V].

O Hg é um metal que, à temperatura ambiente, ocorre no estado líquido e pode facilmente contaminar o ar por conta do baixo ponto de volatilização (temperaturas abaixo de 45 °C – JÚNIOR, 2010) e, conseqüentemente, ambientes terrestres e aquáticos (por meio da deposição seca e úmida). Suas fontes de contaminação estão atreladas, geralmente, às atividades de mineração, fundição de metais, produção de cloro-soda, queima de combustíveis fósseis, fabricação/reciclagem de lâmpadas fluorescentes e incineração de resíduos, dentre outras (GARCIA, 2017; PAVITHRA *et al.* 2023). A toxicidade do Hg depende do seu estado de oxidação e forma química, sendo suas formas orgânicas (por exemplo, o metilmercúrio – MeHg) as mais tóxicas e extremamente nocivas aos organismos (BERNHOF, 2012; CASTILHOS *et al.*, 2015). A metilação do Hg é mediada por bactérias anaeróbicas (típicas de ecossistemas aquáticos eutrofizados) e, uma vez no meio ambiente, o MeHg é

bioacumulado e biomagnificado ao longo de toda a cadeia trófica – causando anomalias fisiológicas, hematológicas e bioquímicas em peixes e outros vertebrados (CORREIA *et al.*, 2014, RODRIGUES *et al.*, 2018). Em solos, o Hg pode impactar seriamente a saúde de invertebrados edáficos, incluindo milípedes, minhocas, enquitreídeos e colêmbolos (BUCH *et al.*, 2016; 2017a; 2017b; 2018) que habitam a serrapilheira. No caso das minhocas, Cesar *et. al.* (2008; 2010) mencionam que o Hg inorgânico pode ser metilado no trato intestinal dos organismos mencionados (mecanismo de biotransformação interna), causando sérios efeitos adversos a esses bioindicadores.

### **3.3 Obras de dragagem: aspectos ambientais**

As obras de dragagem (isto é, retirada mecânica do material de fundo depositado em ecossistemas aquáticos) têm se tornado uma das principais alternativas para minimizar os impactos provenientes da contaminação, eutrofização e, sobretudo, assoreamento (VEZZONE *et al.*, 2020; TEIXEIRA *et al.*, 2022). Assim, pode permitir, em algum grau, a preservação da biodiversidade e de diversos serviços ecossistêmicos, tais como: (i) a manutenção de recursos pesqueiros; (ii) práticas de populações tradicionais; (iii) ecoturismo e geoturismo; (iv) estocagem de carbono; (v) proteção da linha de costa; (vi) redução das taxas de erosão; (vii) balneabilidade, esportes aquáticos e comércio de praia, etc. (COSTA *et al.*, 2018; NEWTON *et al.*, 2018). Além disso, Santos *et. al.* (2022) atentam para o fato de que a dragagem das lagunas costeiras e de sistemas fluviais pode ser estratégica à minimização de impactos eventuais decorrentes de inundações e enchentes. No caso da Baixada de Jacarepaguá, Santos *et. al.* (2022) também relatam que a dragagem do Complexo Lagunar de Jacarepaguá é medida urgente e preventiva contra eventuais inundações decorrentes do aumento potencial do nível do mar – que podem induzir o transbordamento de lagunas e de rios que drenam para elas.

Embora, muitas vezes, os empreendimentos de dragagem sejam considerados uma alternativa viável para remediação e/ou recuperação de ecossistemas aquáticos, é importante destacar que os materiais dragados geralmente apresentam múltiplos poluentes. A literatura indica que metais tóxicos, hidrocarbonetos de petróleo, fármacos, hormônios, microplásticos, produtos de higiene pessoal, patógenos fecais, dentre outros, são contaminantes comumente presentes em sedimentos aquáticos de

ambientes degradados da costa brasileira (LACERDA e GONÇALVES, 2001; COSTA *et al.*, 2019; VEZZONE *et al.*, 2019; TEIXEIRA *et al.*, 2022). Além disso, é necessário salientar que as obras de dragagem podem induzir a remobilização de sedimentos de fundo, aumentando a biodisponibilidade potencial de contaminantes para a coluna d'água, bem como a emissão de gases tóxicos e de efeito estufa (por exemplo, o metano – CH<sub>4</sub>) para a atmosfera (MONTE *et al.*, 2018). Para além das problemáticas mencionadas, é importante mencionar também que as ações de dragagem geralmente retiram grandes volumes de sedimentos (frequentemente caracterizados como materiais potencialmente perigosos) e, dessa forma, requerem destinação final adequada e sustentável (MONTE *et al.*, 2018; SUZUKI *et al.*, 2020). Diante disso, sua disposição final deve ser cuidadosamente monitorada – de modo a prevenir a ocorrência de danos ao ecossistema receptor deste material.

As obras de dragagem têm se tornado medida comum no Estado do Rio de Janeiro para a recuperação de ecossistemas estuarinos e fluviais degradados (VEZZONE *et al.*, 2019; MONTE *et al.*, 2018). No entanto, é preciso chamar atenção para o fato do transporte dos sedimentos dragados corresponder, geralmente, a uma grande parcela do custo total das obras – que, via de regra, envolve milhões de m<sup>3</sup> de material (CESAR *et al.*, 2015; FERREIRA *et al.*, 2020). No caso do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, foi prevista a dragagem de aproximadamente 5 milhões de m<sup>3</sup> de sedimentos, dos quais cerca de 40% deveriam ser retirados apenas da Lagoa da Tijuca (MASTERPLAN, 2015; TEIXEIRA, 2022). A referida obra visava atender as demandas dos Jogos Olímpicos de 2016, mas não foi concretizada devido, dentre outros fatores, à dificuldade de se encontrar um destino final economicamente viável para o material dragado. Mais recentemente, em 2023, o Governo do Estado do RJ concedeu nova permissão para a dragagem do complexo lagunar de Jacarepaguá, com a previsão da retirada de 2,3 milhões de m<sup>3</sup> de material (O DIA, 2023). A Iguá (concessionária de saneamento básico da região da Barra da Tijuca, Recreio e Jacarepaguá) deverá realizar as obras, cujo período de execução é de 36 meses e deve custar cerca de 250 milhões de reais (IGUÁ SANEAMENTO, 2023).

Ainda no caso do complexo lagunar de Jacarepaguá, a última grande obra de dragagem depositou parte do material dragado sobre Organossolos do entorno da Lagoa do Camorim (Teixeira *et al.* 2022), sem prévia avaliação ecotoxicológica de efeitos sobre a fauna de solo. A dragagem prevista para as Olimpíadas de 2016 (não executada) também previa a deposição de material dragado arenoso em

Esodosolos que ocorrem no entorno das lagoas (MASTERPLAN, 2015). A atual proposição de dragagem (de 2023) segue parte das diretrizes inicialmente idealizadas para a dragagem que deveria ter ocorrido para as Olimpíadas, o que inclui a disposição de dragados em solos.

Via de regra, a disposição de sedimentos dragados em solos circunvizinhos é comum, uma vez que reduz os gastos dos empreendimentos de dragagem (VEZZONE *et al.*, 2020). Porém, a disposição do material dragado sobre o continente pode causar efeitos nocivos à flora e fauna terrestres (JHO *et al.*, 2020). Ainda, é preciso destacar que, em cenários de disposição terrestre de sedimentos dragados, a lixiviação das águas das chuvas (ao percolarem os materiais contaminados) pode induzir a mobilização de potenciais contaminantes para ecossistemas aquáticos vizinhos – gerando reflexos à saúde da biota aquática (CESAR *et al.*, 2014).

No âmbito da legislação brasileira, a Resolução 454 (2012) do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelece as diretrizes e procedimentos para o manejo do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional (CONAMA, 2012). A resolução supracitada indica valores orientadores para as mais variadas substâncias químicas (inorgânicas e orgânicas), como também determina limites de contaminação. Estes limites são definidos com base na “probabilidade de efeito adverso a biota”, onde o “nível 1” representa o limiar de baixa probabilidade e o “nível 2” prevê um provável efeito adverso aos organismos (CONAMA, 2012). No entanto, é importante destacar que a referida resolução indica (no inciso “I”, do “Artigo 10”) que em casos de disposição do material dragado sobre solos, as concentrações das substâncias/elementos tóxicos nas amostras devem ser comparadas com os valores orientadores estabelecidos pela Resolução 420 (2009) do CONAMA – isto é, para qualidade de solos.

De acordo com esta última resolução (isto é, nº 420), é possível utilizar três (3) grupos de valores orientadores, sendo eles: (i) “Valor de Referência” – que define as concentrações de substâncias tóxicas e classifica o solo como limpo. Este valor está basicamente relacionado às concentrações naturais de um dado elemento químico na pedologia regional (ou seja, seu *background* ou nível de base pedogeoquímico); (ii) “Valor de Prevenção” – o qual estipula os teores que podem causar efeitos adversos aos receptores ecológicos do solo; e (iii) “Valor de Investigação” – que indica as concentrações que têm potencial de impactar a saúde humana, tendo em vista determinados cenários de exposição (exposição agrícola, residencial e industrial)

(CONAMA, 2009). No entanto, Cesar (2014) chama a atenção para o fato de as resoluções mencionadas estarem fundamentadas em diretrizes de qualidade para ecossistemas de clima temperado. De fato, as resoluções 454 e 420 do CONAMA estão baseadas em limites preconizados pelas legislações canadense e holandesa, respectivamente – carecendo, portanto, de atributos que reflitam as particularidades da região tropical úmida. Por fim, no tocante à disposição continental de materiais dragados e preservação da biodiversidade terrestre, é imperativa a execução de estudos que busquem compreender as especificidades dos ecossistemas tropicais (referente à qualidade de sedimentos dragados e tipologias de classes pedológicas), haja vista a necessidade urgente de se estabelecer valores orientadores que reflitam as condições ambientais brasileiras.

### **3.4 Comportamento pedogeoquímico de metais em cenário de disposição terrestre de sedimentos dragados**

De fato, alguns autores atentam para o risco ecológico de metais pesados associado à disposição de materiais dragados em solos (MONTE *et al.*, 2018; BEDEL *et al.* 2023), muito embora a temática ainda seja pouco estudada na região tropical. As características do substrato pedológico e sedimentar são condicionantes do comportamento biogeoquímico, mobilidade espacial e ecotoxicidade de metais (LOUREIRO *et al.*, 2012, JHO *et al.* 2020). Portanto, propriedades físicas, químicas e mineralógicas dos solos e dos sedimentos dragados (por exemplo, granulometria, matéria orgânica, pH, salinidade, condutividade elétrica, tipos de argilominerais, salinidade, presença de óxidos e hidróxidos de Fe e Al, etc.) exercem papel importante na ecotoxicidade e biodisponibilidade de contaminantes.

O tamanho das partículas que compõem os solos e sedimentos (granulometria) desempenha papel relevante na fixação de metais (CIPULLO *et al.*, 2018) em eventuais misturas de solo:sedimento sobre o continente. Dessa forma, as partículas finas (argilas, principalmente) apresentam uma elevada superfície específica de contato e, portanto, têm alta capacidade de adsorção de cátions quando comparadas às partículas grosseiras (areia) (HARIRI e ABU-ZIED, 2018; SCHEPIS *et al.*, 2016). Assim, solos ou sedimentos de textura fina (isto é, com alta porcentagem de silte e argila) dispõem de maior capacidade de retenção de íons metálicos presentes no meio. A tipologia de argilominerais (1:1 ou 2:1) também exerce papel importante na

fixação de metais em solos e sedimentos, haja vista que argilas 2:1 exibem maior superfície específica de contato e maior potencial de troca catiônica (KYPRITIDOU e ARGYKARI, 2021; LIU *et al.* 2021).

A matéria orgânica é outro atributo de suma importância no sequestro de metais e os principais indicadores desta propriedade em estudos ambientais são as quantificações do carbono, nitrogênio e fósforo (macronutrientes). As moléculas de matéria orgânica presentes no meio são responsáveis pela fixação de cátions metálicos em solução – induzindo à formação de complexos estáveis (BOTERO *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2011) e à redução da biodisponibilidade de metais para a solução do solo. É importante destacar que a distribuição espaço-temporal da matéria orgânica em solos e sedimentos aquáticos, por exemplo, é estreitamente condicionada pela textura, uma vez que partículas finas se associam preferencialmente a detritos orgânicos (YAO *et al.* 2021).

O potencial hidrogeniônico (pH) é uma escala numérica logarítmica (de 0 a 14) usada para informar a acidez ou basicidade de uma solução. Soluções que apresentam valores próximos a 7,0 são consideradas neutras, uma vez que apresentam quantidades semelhantes entre íons de hidrogênio ( $H^+$ ) e hidroxila ( $OH^-$ ). Por outro lado, as soluções que possuem valores abaixo de 7,0 são classificadas como ácidas, enquanto que aquelas que estão acima do valor de neutralidade são chamadas de básicas. Em geral, um valor de pH afastado da neutralidade pode trazer alterações no meio – tendo em vista que o pH é um dos principais fatores que controlam a solubilidade de metais pesados (CHEN *et al.* 2020). Nesse sentido, alguns autores relatam que soluções com pH ácido tornam os metais mais biodisponíveis (mais dissolvidos em solução na forma de íon) e com maior potencial de mobilidade geoquímica, podendo ser absorvidas por diferentes organismos do solo e por plantas (WALKER *et al.*, 2003; ZHOU *et al.* 2020).

A concentração de sais existentes em amostras ambientais (solos e sedimentos) é outro atributo de extrema importância no entendimento da mobilidade e distribuição espacial de metais no ambiente (URE e DAVIDSON, 2008; LI *et al.* 2022). Neste contexto, Monte *et al.* (2018) destacam que os sais presentes em ambientes salobros (por exemplo, os cloretos e carbonatos) possuem forte afinidade com metais. Esses autores avaliaram a sazonalidade das concentrações de metais em sedimentos dragados da Baía de Guanabara (RJ) e constataram que, durante a estação de inverno (período de estiagem), havia uma forte correlação entre os teores

de sais e metais. Via de regra, a determinação da condutividade elétrica é uma forma indireta de aferir a salinidade do meio que conta, por exemplo, com íons de  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Cl^-$  e  $CO_3^{2-}$ , dentre outros.

Outro aspecto importante da salinidade é que este parâmetro pode constituir, por si só, um fator de toxicidade para organismos terrestres – sobretudo em um cenário de disposição em solo de sedimentos dragados de sistemas estuarinos (MONTE *et al.*, 2018; VEZZONE *et al.*, 2019). Nesse sentido, Pereira *et al.* (2015) e Santos *et al.* (2022), ao aplicarem bioensaios crônicos com minhocas (*Eisenia andrei*) para estudar a salinização de solos em cenário de transgressão marinha, mostraram que sais marinhos são de fato tóxicos aos invertebrados edáficos. Bianchi (2013) também relatou que a ecotoxicidade de rejeitos de mineração de bauxita para minhocas (*Eisenia andrei*) está intrinsicamente ligada à alta salinidade desses materiais.

Por fim, o comportamento dos metais no ambiente também pode ser influenciado pela presença de minerais formados por óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio ( $Fe_2O_3$ ,  $Fe(OH)_3$ ,  $Al_2O_3$ ,  $Al(OH)_3$ ) – como a hematita, goethita e gibbsita (BIDONE *et al.* 2018; SIQUEIRA *et al.*, 2022). Tais minerais geralmente estão presentes na composição de solos e sedimentos tropicais, tendo em vista que são produtos do intenso intemperismo químico que ocorre nessas regiões (WASSERMAN *et al.*, 2003; MEMON *et al.* 2021). Nesse sentido, é preciso destacar que Cesar *et al.* (2011), encontraram correlações positivas e significativas entre Zn e Cu com as concentrações de alumínio total – ao estudarem uma área de garimpo de ouro abandonado em Minas Gerais. Os autores supracitados indicaram que a provável abundância de gibbsita (hidróxido de alumínio) exerceu papel de suma relevância na redução da mobilidade espacial e da biodisponibilidade dos referidos metais. De forma similar, Lu *et al.* (2016), ao estudarem a distribuição de metais pesados em sedimentos de um estuário localizado na China, também detectaram forte correlação entre os teores de ferro e alumínio com metais pesados – sugerindo afinidade geoquímica entre estas substâncias.

### **3.5 Testes ecotoxicológicos como ferramenta de monitoramento**

A Ecotoxicologia é definida como “o ramo da ciência que estuda os efeitos tóxicos de substâncias (naturais ou sintéticas) sobre a biosfera terrestre” (TRUHAUT,

1977) e leva em consideração distintos níveis de organização biológica (celular, tecidual, fisiológico, organismo, populações e comunidades). Nesse sentido, é preciso destacar que a Ecotoxicologia se trata de uma ciência multidisciplinar e interdisciplinar – uma vez que busca avaliar e compreender os efeitos de contaminantes no contexto biológico e/ou ecológico, e não apenas detectar a presença de substâncias químicas no meio ambiente. Assim, a Ecotoxicologia permite avaliar a interação simultânea de diferentes aspectos de determinada amostra/substância, por exemplo, físicos, químicos e biológicos.

A Ecotoxicologia dispõe de diversas técnicas que buscam compreender e avaliar as interações, as transformações, o destino e os efeitos dos contaminantes sobre a biota. Dentre tais ferramentas, os ensaios ecotoxicológicos (ou bioensaios) são amplamente utilizados na avaliação da qualidade de amostras ambientais (NIVA *et al.*, 2019; HEISE *et al.* 2020; PARK *et al.* 2023; ALBERT e BLOEM, 2023). Tais ensaios merecem destaque, uma vez que a resposta individual de organismos (isto é, de determinada espécie) pode fornecer uma estimativa do risco potencial antes de comprometer comunidades (MAGALHÃES e FERRÃO FILHO, 2008).

De maneira geral, os bioensaios são procedimentos laboratoriais utilizados para detectar e avaliar os efeitos tóxicos de substâncias sobre a biota e consistem na exposição de organismos-teste (ou bioindicadores) a amostras e/ou substâncias por um determinado período de tempo (RAND *et al.*, 1995). Estes testes podem indicar se as concentrações de determinadas substâncias/materiais são elevadas o suficiente para causar efeitos adversos. Tendo em vista que os organismos utilizados nos bioensaios devem fornecer respostas (ou não-respostas) quando expostos a amostras/substâncias, estes têm que ser reconhecidamente sensíveis a contaminantes (MARKERT *et al.*, 2003; CESAR *et al.*, 2014). Além disso, outros critérios devem ser levados em consideração, por exemplo: serem facilmente cultivados em laboratório, apresentarem grande relevância ecológica e possuírem uma grande abundância nos ecossistemas (NEUMANN-LEITÃO e ELDEIR, 2009; ROMERO-BLANCO e ALONSO, 2022).

Os efeitos avaliados a partir da utilização dos testes ecotoxicológicos dependem do tempo de duração do ensaio frente ao ciclo de vida do organismo-teste selecionado e podem ser classificados em dois tipos: agudos e crônicos (ZAGATTO, 2006). Os testes denominados de bioensaios agudos são de curto período de exposição em relação ao ciclo de vida do organismo e, geralmente, avaliam a morte,

fuga, imobilidade, variação de biomassa, alterações morfológicas, dentre outras respostas. Já os ensaios que envolvem tempos maiores de exposição (denominados de bioensaios crônicos) avaliam, para além da mortalidade, outros efeitos subletais, como a capacidade de reprodução, além de alterações no metabolismo e crescimento dos organismos (MAGALHÃES e FERRÃO FILHO, 2008; BARETTA *et al.*, 2019). Além disso, vale destacar que, geralmente, os bioensaios crônicos avaliam os efeitos da exposição às concentrações menores do que aquelas utilizadas em bioensaios agudos.

Há diferentes formas de representar os resultados obtidos a partir dos testes ecotoxicológicos e estes dados são estimados por meio do uso de métodos estatísticos. As concentrações capazes de gerar a morte e/ou efeitos comportamentais a 50% dos organismos expostos (Concentração Letal média – CL50 e Concentração de Efeito média – CE50, respectivamente, em escala de Probit) são utilizadas como uma forma de expressar os dados de toxicidade aguda e crônica. Nesse sentido, é preciso salientar que quanto maior a CL50 e/ou CE50, menos tóxica a amostra/substância é considerada para o mesmo organismo. Por outro lado, a forma de representar os dados de toxicidade crônica é dada por meio da determinação da Concentração de Efeito Observado (CEO) e da Concentração de Efeito Não Observado (CENO). Em outras palavras, a CEO trata-se da menor concentração onde o efeito tóxico é observado, enquanto a CENO é a maior concentração em que o efeito tóxico não é observado. Sendo assim, os dados de CENO são, muitas vezes, tratados como uma concentração do agente tóxico considerada “segura” (MAGALHÃES e FERRÃO FILHO, 2008).

No Brasil, os ensaios ecotoxicológicos foram introduzidos inicialmente para avaliação da qualidade de corpos de água doce, especificamente de efluentes industriais lançados em rios (ZAGATTO, 2006). Hoje, além dos organismos dulcícolas, os ensaios podem ser realizados com organismos marinhos, de sedimentos (fluviais e marinhos) e também terrestres. Em relação aos ambientes terrestres, diferentes bioindicadores têm sido utilizados em distintos estudos com o objetivo de avaliar os efeitos tóxicos de estressores químicos, tais como: minhocas (*Eisenia andrei*, *Eisenia fetida*), colêmbolos (*Folsomia candida*), enquiteídeos (*Enchytraeus crypticus*, *Enchytraeus albidus*), ácaros (*Hypoaspis aculeifer*), dentre outros (DOMENE e ANDRÉS, 2007; OLIVEIRA *et al.*, 2018; DAGHIGHI *et al.* 2023). A escolha dos organismos mencionados se deve ao fato de serem animais de alta relevância

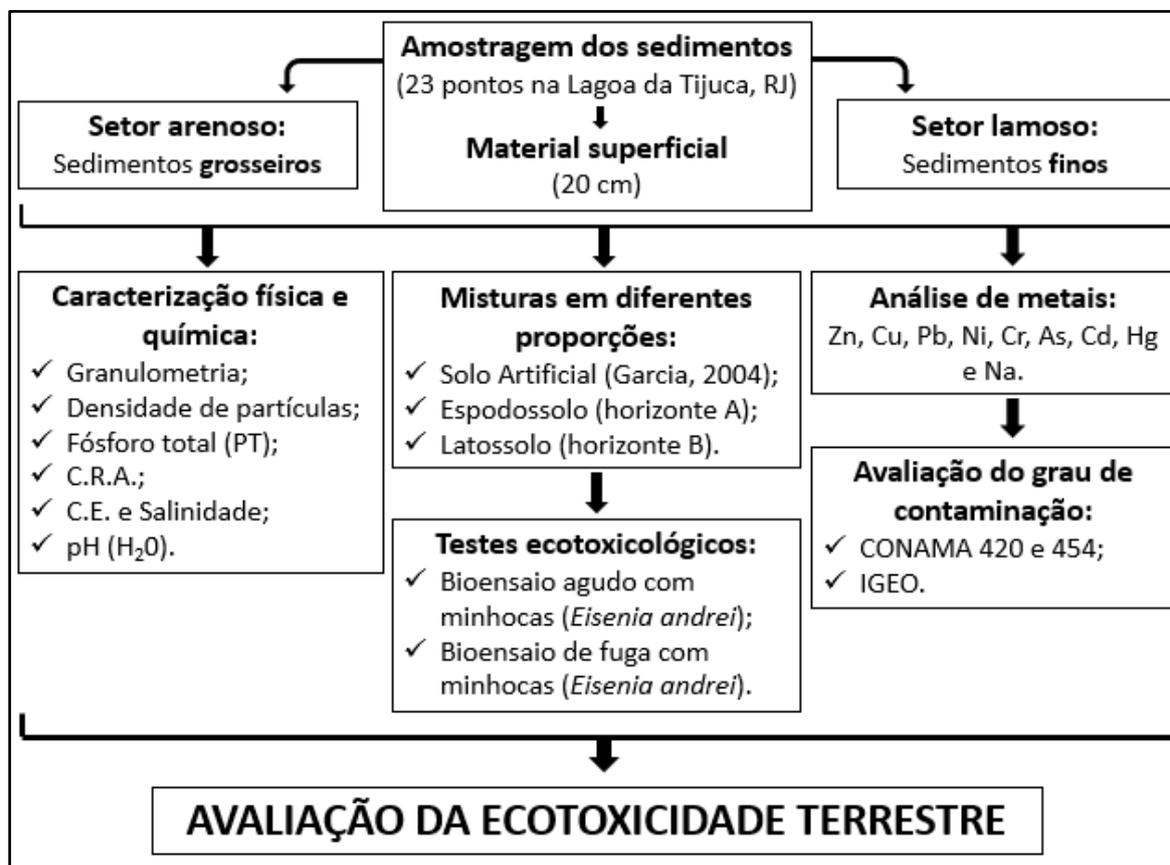
ecológica, apresentarem sensibilidade a diversos contaminantes, além de prestarem importantes serviços ecossistêmicos (NIVA *et al.*, 2019; PEREIRA *et al.*, 2015).

No âmbito dos estudos voltados para a avaliação da ecotoxicidade terrestre, é preciso salientar que as minhocas merecem destaque por serem os organismos-teste (bioindicadores) mais utilizados (NIVA *et al.*, 2016). Isso se deve ao fato de tais organismos representarem a maior parte da biomassa do solo, ingerirem grandes quantidades do solo, servirem de alimentos para outras espécies de animais, além de serem de simples cultivo em laboratório (BROWN e DOMÍNGUEZ, 2010; YADAV *et al.*, 2023). Além disso, esses organismos desempenham uma série de atividades essenciais para a manutenção da qualidade do solo, tais como: a ciclagem de nutrientes; o aumento da porosidade e permeabilidade; melhorias na agregabilidade (induzindo a redução do potencial de erosão), dentre outros (BLOUIN *et al.*, 2013; SINGH *et al.*, 2016; JOUQUET *et al.*, 2017). Por fim, é preciso destacar que os ensaios ecotoxicológicos constituem uma ferramenta importante para os estudos ambientais, haja vista que permitem gerar dados por meio de cenários prognósticos (predizendo potenciais problemas) e diagnósticos (identificando alterações relacionadas a um evento de contaminação).

#### **4 MATERIAIS E MÉTODOS**

A Figura 2 sintetiza a metodologia do trabalho, a qual consiste (i) na simulação laboratorial de dois materiais dragados oriundos de áreas distintas da Lagoa da Tijuca (setor arenoso e lamoso); (ii) na caracterização física e química das amostras de sedimentos dragados e dos solos; (iii) na determinação das concentrações de metais e teores biodisponíveis (por meio da quantificação em tecidos dos organismos sobreviventes); (iv) na execução de bioensaios agudos e de fuga com organismos de solo (minhocas - *Eisenia andreii*); (v) na aplicação de índices de poluição e comparação das concentrações de metais com os padrões das legislações vigentes; e (vi) na avaliação da ecotoxicidade terrestre frente à influência das características do substrato pedológico e sedimentar na mobilidade espacial e biodisponibilidade na toxicidade observada.

Figura 2 - Modelo metodológico utilizado para avaliar a ecotoxicidade terrestre oriunda da disposição de sedimentos de fundo da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ).

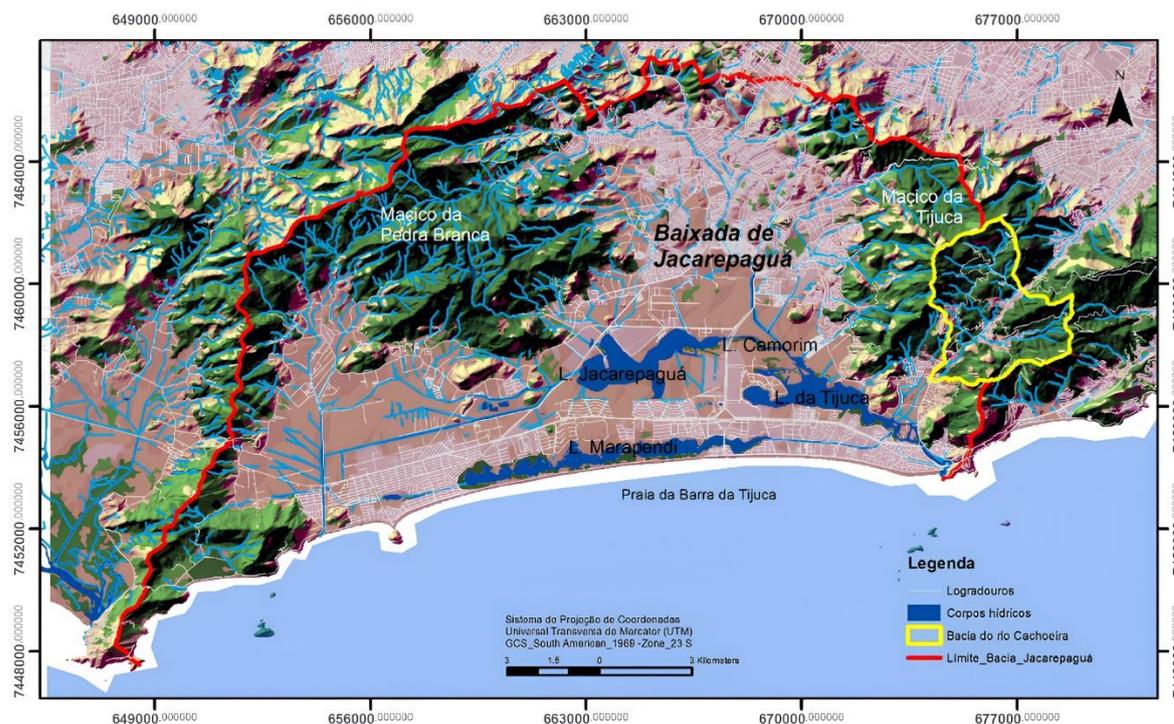


## 4.1 Área de estudo

### 4.1.1 Localização

A Lagoa da Tijuca (22° 59' 33"S, 43° 20' 10"W) está localizada na cidade do Rio de Janeiro (RJ) e encontra-se inserida no Complexo Lagunar de Jacarepaguá, situado na Zona Oeste do município. O complexo mencionado pertence à região hidrográfica de Jacarepaguá (Figura 3) e é constituído por cinco lagoas costeiras (e canais que as conectam – Figura 4). Dentre as cinco lagoas constituintes do complexo (Figura 4), a Lagoa de Jacarepaguá, situada mais no interior, ocupa uma área de espelho d'água de aproximadamente 3,7 km<sup>2</sup>. Por sua vez, a Lagoa do Camorim (com uma área de 0,8 km<sup>2</sup>), é responsável pelo elo entre as Lagoas da Tijuca (localizada a leste do complexo) e Jacarepaguá (RIGUETTI, 2009).

Figura 3 - Mapa da bacia hidrográfica de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ), onde está inserida a área de estudo.

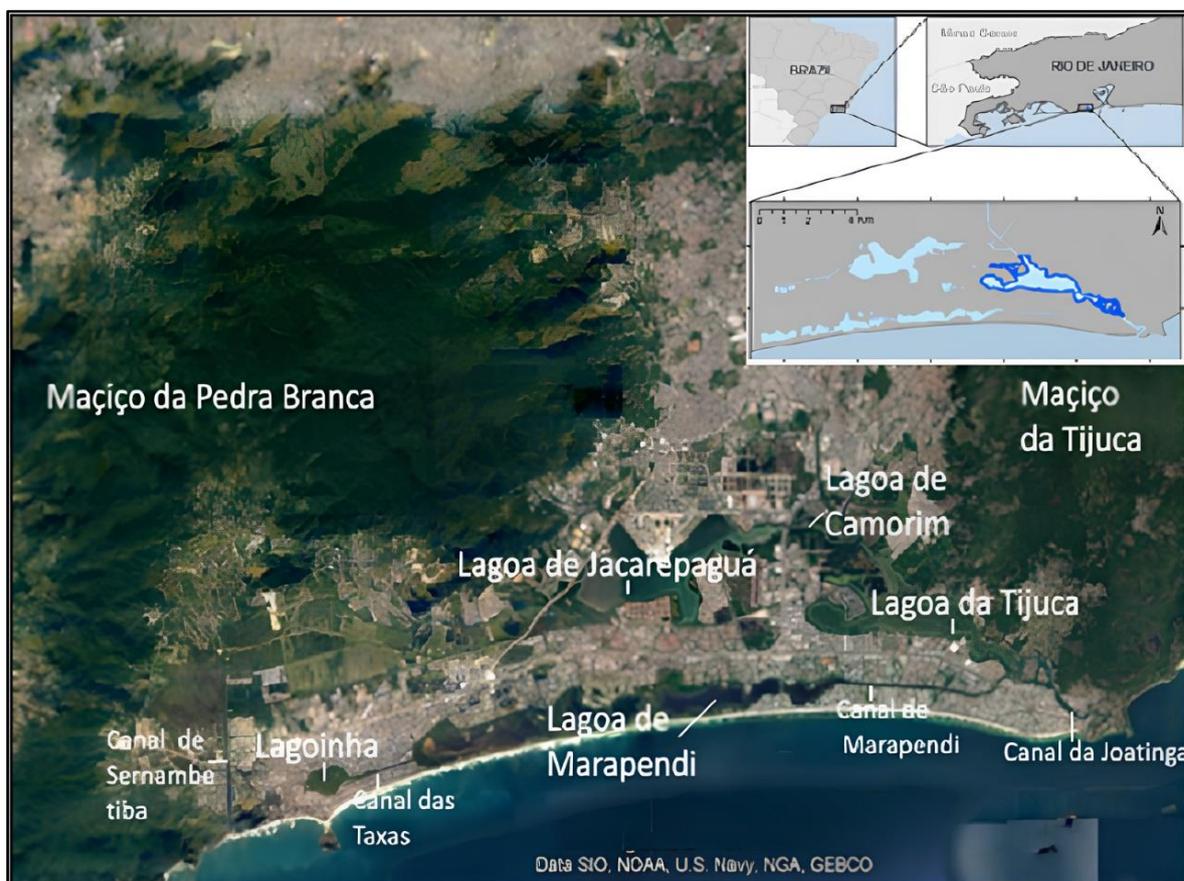


Fonte: Jara (2014).

Do ponto de vista geomorfológico, portanto, a Lagoa do Camorim não é uma laguna de fato, mas sim um canal de conexão entre as Lagoas da Tijuca e de Jacarepaguá. A Lagoa da Tijuca é a maior do complexo, cobrindo 4,8 km<sup>2</sup> de área, enquanto a Lagoinha das Taxas é a menor – com apenas de 0,7 km<sup>2</sup> (Figura 4). A Lagoinha das Taxas é conectada à Lagoa de Marapendi pelo canal das Taxas, enquanto a Lagoa da Tijuca se conecta à Lagoa de Marapendi (área = 4,8 km<sup>2</sup>) através do canal de Marapendi. Assim, a Lagoa da Tijuca é o sumidouro final de todas as lagoas e rios que drenam para elas.

Ainda, o Complexo Lagunar de Jacarepaguá é cercado por maciços de rochas cristalinas neoproterozóicas (TEIXEIRA, 2022): os maciços da Tijuca e da Pedra Branca (Figura 4) – de onde drenam a maior parte dos rios que desembocam nas lagoas (SCHLEE *et al.*, 2018, SANTOS *et al.*, 2022). Dentre todas as lagoas pertencentes ao Complexo Lagunar de Jacarepaguá, a única que possui ligação com o mar é a Lagoa da Tijuca – sendo tal conexão realizada por meio do canal da Joatinga (Figura 4), permitindo o escoamento/renovação das águas de todo o Complexo.

Figura 4 - Localização da Lagoa da Tijuca, na cidade do Rio de Janeiro (RJ).



#### 4.1.2 Geologia

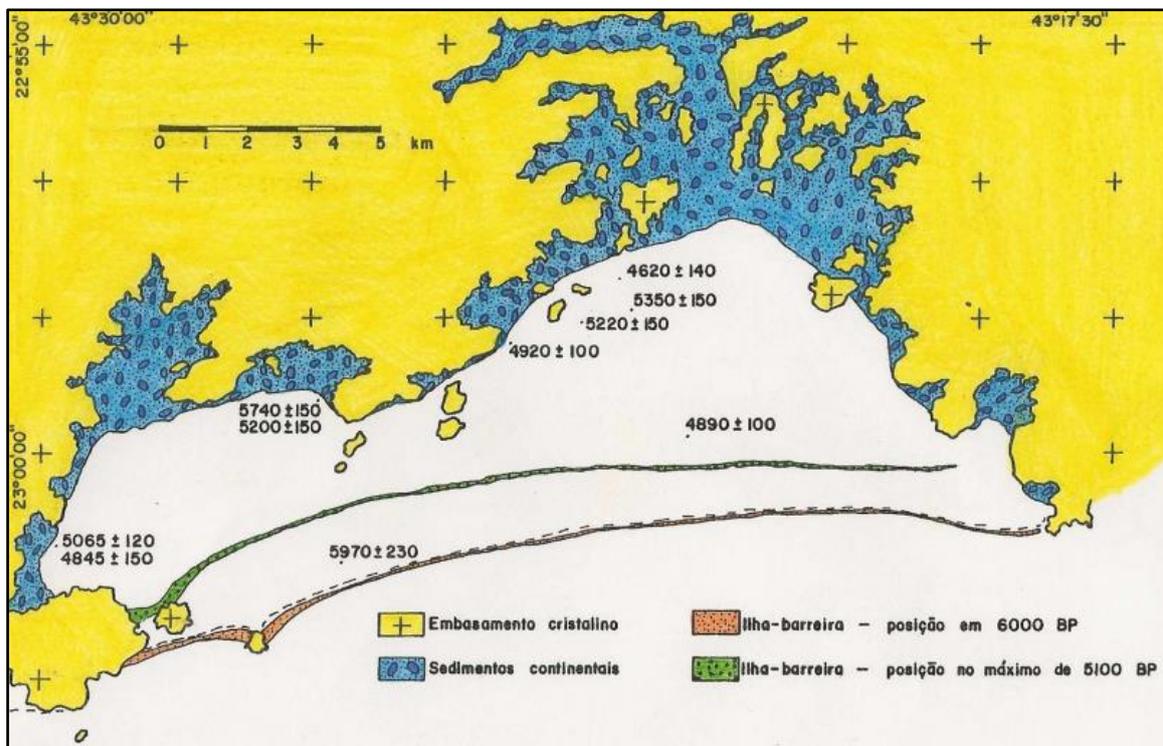
A planície costeira de Jacarepaguá apresenta um conjunto de lagoas relativamente paralelas à linhas de costa que são divididas por cordões arenosos – sendo estes, formados por processos de sedimentação ao longo dos últimos 7.000 anos (CASTRO *et al.*, 2007). A gênese e evolução geológica da planície de Jacarepaguá está relacionada às variações do nível relativo do mar ao longo do período Quaternário (SANTOS *et al.*, 2022; TEIXEIRA *et al.*, 2023). Nesse contexto, os trabalhos conduzidos por Maia *et al.* (1984), Castro *et al.* (2007) e Pereira *et al.* (2012) são de grande importância no que se refere ao entendimento da construção desta planície costeira e são discutidos, de maneira mais aprofundada, nos trabalhos de Teixeira (2022) e Santos (2021).

De maneira geral, a configuração da baixada é resultado de processos cíclicos de erosão e sedimentação, originados por ciclos de regressão e transgressão marinha (SANTOS *et al.*, 2022). Durante os períodos de regressão, em que o nível do mar

estava em declínio, ocorreu a modificação do embasamento cristalino, seguida pela deposição de sedimentos continentais. Por outro lado, nos períodos de transgressão, as ondas marítimas (re)trabalharam esses sedimentos previamente depositados, moldando a formação dos cordões de praias (TEIXEIRA *et al.*, 2023). Nesse sentido, vale destacar que Castro *et al.* (2007) e Pereira *et al.* (2012), ao analisarem a flutuação do nível do mar nesta planície, revelaram a ocorrência de duas oscilações durante um curto intervalo de tempo – sendo estas variações fundamentais para a formação da atual planície costeira.

Diante do exposto, vale destacar primeiramente que Maia *et al.* (1984) indicou que o nível do mar se encontrava 120 metros abaixo do atual – há aproximadamente 17.000 anos (SANTOS, 2021). Com isso, a partir de processos erosivos, foi formado um grande depósito de sedimentos – onde hoje está localizada a Baixada de Jacarepaguá. A partir disso, iniciou-se um processo de transgressão do nível do mar sobre o continente, atingindo o seu “máximo transgressivo” por volta de 5.000 anos A.P. (cerca de 5 metros acima do atual) – seguida por uma estabilização, dando origem a uma enseada (CASTRO *et al.*, 2007; PEREIRA *et al.*, 2012). Ao final da fase da transgressão, foi formada uma ilha-barreira, alterando a configuração de enseada para uma ampla laguna (TEIXEIRA, 2022) (Figura 5). Em seguida, na primeira fase de regressão, a então ilha-barreira formada sofreu uma ampliação (isto é, progradação).

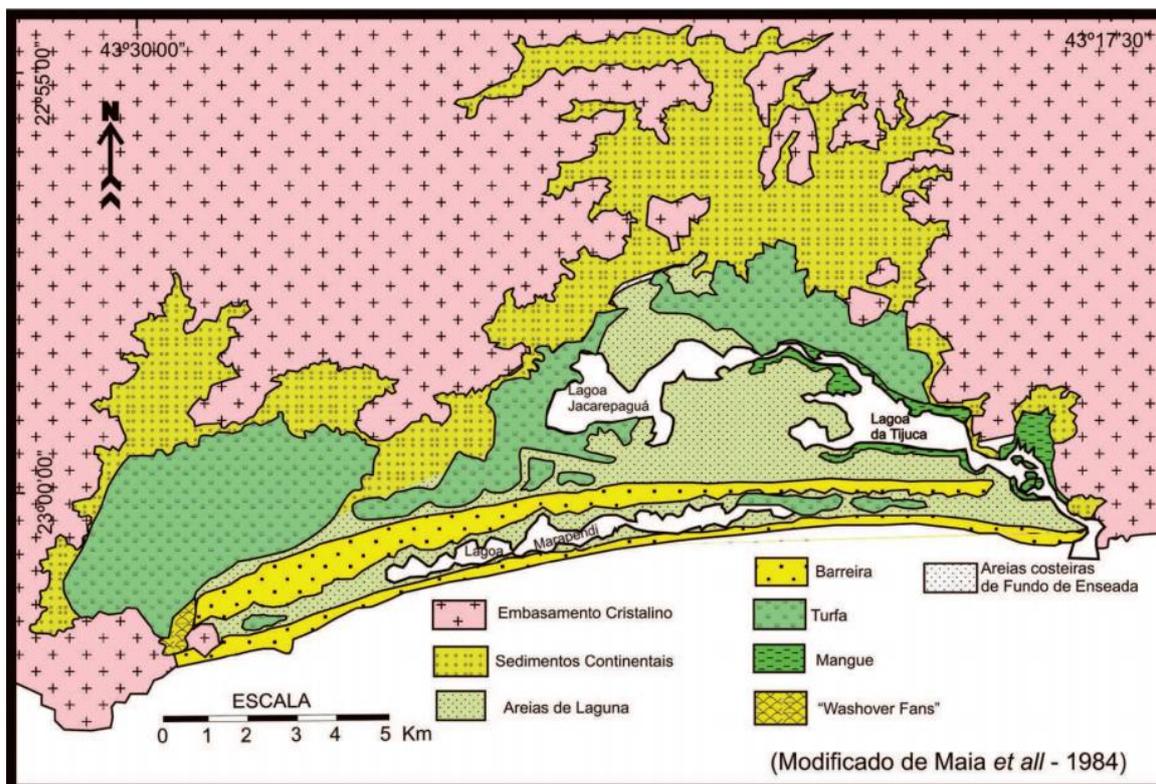
Figura 5 - Representação da configuração dos aspectos geológicos da planície costeira de Jacarepaguá ao final do primeiro período de regressão do nível do mar.



Fonte: Pereira *et al.* (2012).

Após a primeira fase de regressão, uma nova elevação do nível do mar (por volta de 3.500 anos A.P.) fez com que ocorresse a inundação de porções mais baixas da planície costeira. Durante esta segunda fase de transgressão, a primeira ilha-barreira (interiorana) foi parcialmente erodida. Concomitantemente, foi formada a segunda ilha-barreira (mais externa), sendo criada assim uma nova lagoa – menor que a primeira e isolada do mar (onde hoje está localizada a Lagoa de Marapendi). Após esta etapa, ocorreu mais uma vez o rebaixamento do nível do mar – provocando o retrabalhamento do material depositado e gerando uma pequena progradação da segunda ilha-barreira, até atingir a posição atual (Figura 6).

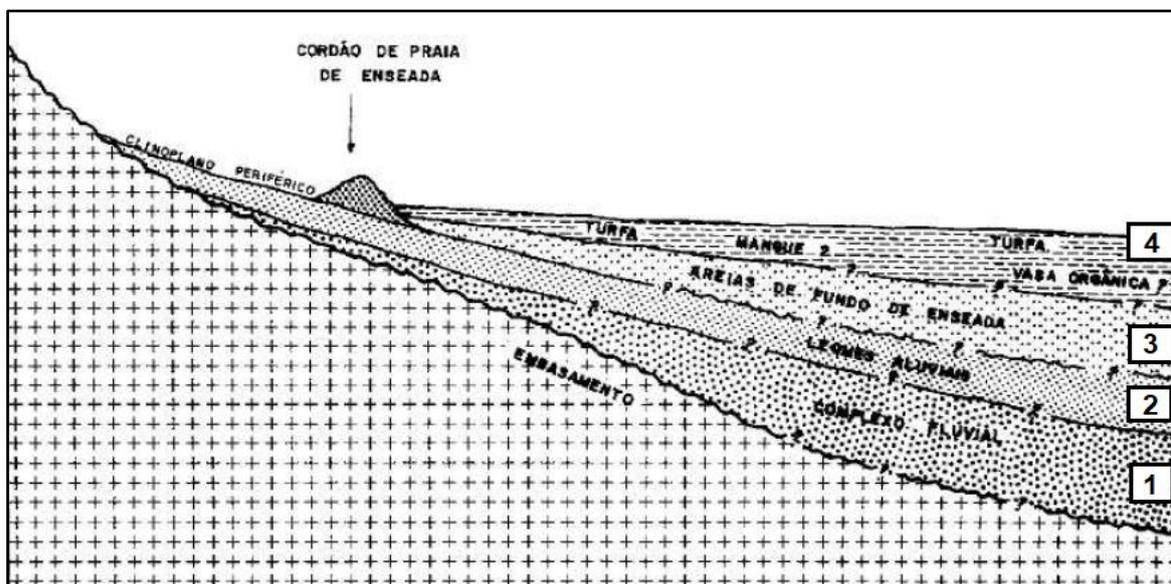
Figura 6 - Representação da configuração dos aspectos geológicos da planície costeira de Jacarepaguá desde a última regressão marinha, acarretando a formação da segunda ilha-barreira (mais externa), até o os dias de hoje.



Fonte: Retirado de Teixeira (2022).

A formação da planície costeira de Jacarepaguá ocorreu, portanto, por meio do acúmulo de sedimentos flúvio-marinhos e continentais depositados e retrabalhados (com distintas características) – principalmente durante todo o período de flutuações do nível relativo do mar. A esse respeito, a estratigrafia da Baixada de Jacarepaguá guarda o registro destes fenômenos – tendo em vista a sobreposição de sedimentos (de origem continental, lagunar e costeira) em dois grandes ciclos deposicionais durante o Quaternário: os do Pleistoceno e do Holoceno (TEIXEIRA, 2022). A Figura 7 mostra uma representação esquemática das camadas sedimentares na Baixada de Jacarepaguá, elaborada por Roncarati e Neves (1975). Nessa descrição, são identificadas quatro camadas distintas: uma camada basal que compreende características de “complexo fluvial” (1), seguida por uma camada típica de “leques aluviais” (2), sobrepostas por uma camada de “areias provenientes do fundo de enseadas” (3), e, por fim, uma quarta camada orgânica (4). Com isso, a partir do ponto de vista geológico, é possível caracterizar esta área como uma planície fluvio-marinha.

Figura 7 - Perfil esquemático das camadas estratigráficas da Baixada de Jacarepaguá, evidenciando o acúmulo de diferentes sedimentos com distintas características.

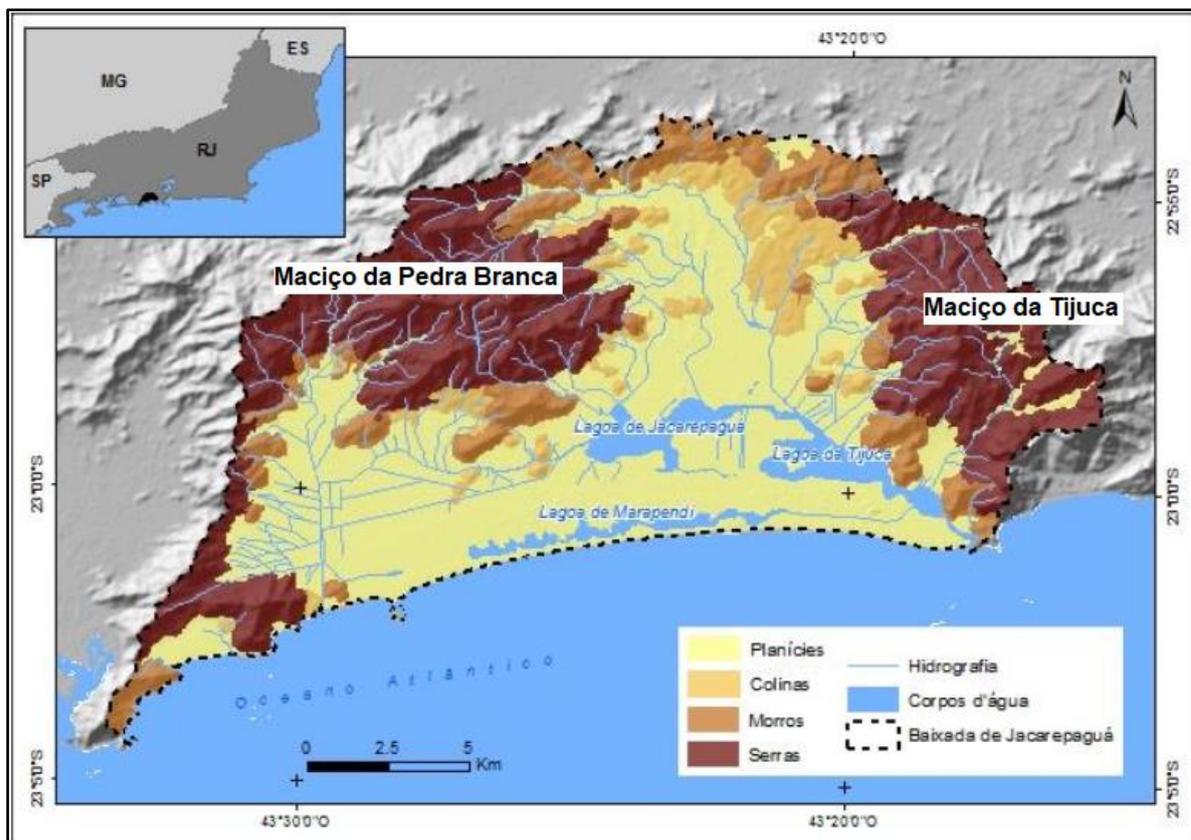


Fonte: Adaptado de Roncarati e Neves (1975).

#### 4.1.3 Aspectos fisiográficos

Do ponto de vista geomorfológico, a Baixada de Jacarepaguá apresenta duas características distintas: uma de natureza serrana – isto é, caracterizado por maciços com elevadas altitudes (maciços da Pedra Branca e da Tijuca), e outra típica de baixadas, ou seja, uma planície litorânea, podendo conter morros e colinas de baixa altitude (Figura 8). A Figura 8 evidencia que a maior parte da área da Baixada de Jacarepaguá exhibe, como esperado, uma topografia majoritariamente plana (com altitudes próximas ao nível do mar) – formada a partir de processos sedimentares ao longo do tempo geológico (SANTOS *et al.*, 2022). Por se tratar de uma extensa área (cerca de 280 Km<sup>2</sup>), esta porção da cidade do Rio de Janeiro é caracterizada por uma densa e importante rede hidrográfica – tendo em vista que, de todos os 280 Km<sup>2</sup> de área total da Baixada de Jacarepaguá, aproximadamente 176km<sup>2</sup> correspondem à rede de drenagem e corpos d'água (FREITAS, 2009).

Figura 8 - Mapa geomorfológico da planície costeira de Jacarepaguá, destacando os sistemas de relevo presentes.



Fonte: Silva *et al.* (2014).

As cristas dos Maciços da Pedra Branca e da Tijuca demarcam os divisores de água dessa região e, portanto, o escoamento (sub)superficial das águas pluviais – a partir, principalmente, das encostas – em direção às lagoas que compõem o Complexo Lagunar de Jacarepaguá (Figura 8). Além disso, o complexo recebe também um aporte hídrico oriundo de águas oceânicas que adentram às lagoas durante as oscilações de maré (MASTERPLAN, 2015), sobretudo na Lagoa da Tijuca e de Marapendi. No que diz respeito às contribuições fluviais, vale destacar que toda a região da Baixada de Jacarepaguá conta com a presença de mais de 40 rios/canais (MOREIRA, 2020).

Na Tabela 1 estão apresentados, de forma sucinta, os afluentes que desaguam em cada lagoa que compõe o Complexo Lagunar de Jacarepaguá. É preciso destacar que muitos destes rios contam com um progressivo processo de acúmulo de sedimentos e carga orgânica doméstica (RODRIGUES, 2020; SILVA e MOLISANI, 2019). Vale lembrar também que o Complexo Lagunar de Jacarepaguá está

interligado ao mar pelo Canal da Joatinga (localizado na Lagoa da Tijuca – Figura 4), conforme mencionado. Levando em consideração o exposto, é possível perceber que a Lagoa da Tijuca é, portanto, o destino final de todas as contribuições fluviais, pluviais e lagunares de toda planície de Jacarepaguá (TEIXEIRA *et al.*, 2023) (Figura 8).

Tabela 1 - Rios e canais que desembocam nas lagoas constituintes do Complexo lagunar de Jacarepaguá (RJ).

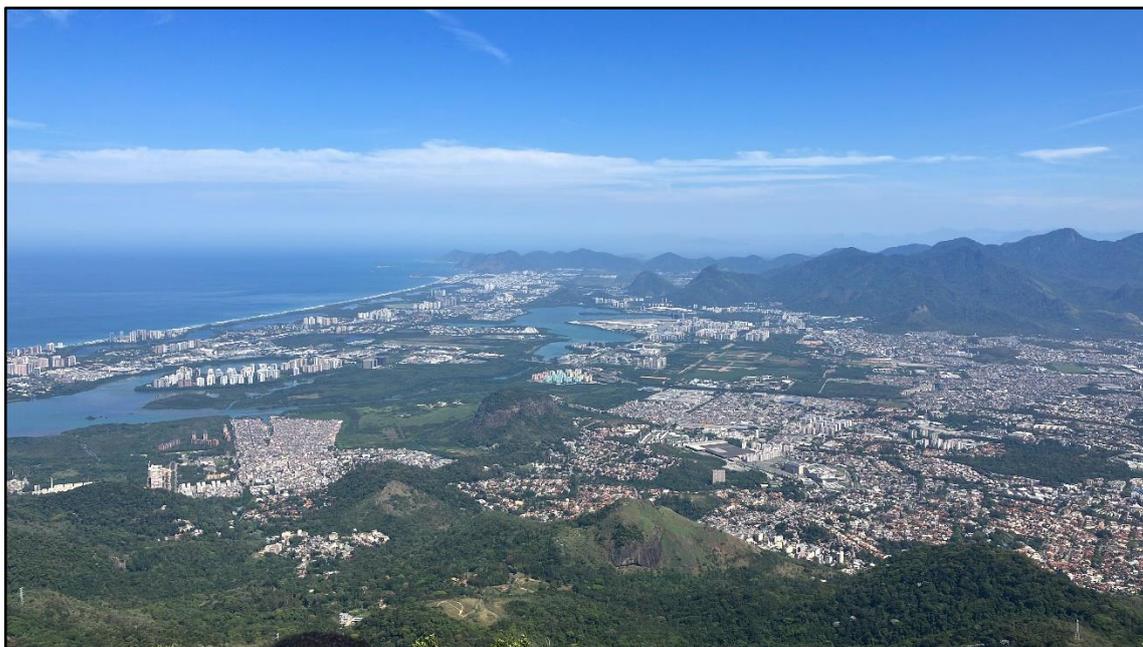
<b>Lagoa</b>	<b>Afluentes</b>
<b>Jacarepaguá</b>	Rio Guerenguê, Rio Monjolo, Arroio Pavuna, Rio Areal, Córrego Engenho Novo, Rio Pavuninha, Rio Passarinhos, Rio Caçambé, Rio Camorim, Rio do Marinho, Rio Ubaeté, Rio Firmino, Rio Calembá, Rio Cancela, Rio Vargem Pequena, Canal do Portelo, Rio Canudo e Canal do Cortado.
<b>Camorim</b>	Arroio Fundo, Rio Banca da Velha, Rio Tindiba, Rio Pechincha, Riacho Palmital, Rio da Covanca, Rio Grande, Rio Pequeno, Rio Anil, Rio Sangrador, Rio Panela, Rio São Francisco, Rio Quitite e Rio Papagaio.
<b>Tijuca</b>	Rio das Pedras, Rio Retiro, Rio Carioca, Rio Muzema, Rio Itanhangá, Rio Leandro, Rio da Cachoeira, Rio Tijuca, Rio da Barra, Rio Gávea Pequena, Rio Jacaré e Córrego Santo Antônio
<b>Marapendi</b>	Rio das Piabas e Canal das Taxas
<b>Lagoinha</b>	Canal das Taxas

Fonte: Adaptado de SEMADS (2001).

O clima da região é classificado como tropical úmido por conta, principalmente, das chuvas abundantes no verão e também pela proximidade com o mar (contribuindo para uma alta umidade do ar e ventos de brisa marítima) associadas a intensa radiação solar – resultando em temperaturas elevadas (SILVA, 2012). Essas condições favorecem a ocorrência de formações florestais exuberantes (Figura 9), sobretudo no seu entorno (principalmente nos maciços – GARCIA, *et al.*, 2016), classificadas como floresta ombrófila densa/mista – típicas do bioma da Mata Atlântica (PIMENTA e MARQUEZ, 2017). Vale destacar que os fragmentos mais preservados de florestas ombrófilas densas nesta região constituem um atrativo para diversas

espécies da fauna e flora, se tratando, portanto, de uma área de valioso patrimônio natural (BAHIANA, 2007).

Figura 9 - Aspecto de vegetação florestal exuberante nas encostas do Maciço da Tijuca no Parque Nacional da Tijuca (localizado no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ). Visada para a baixada de Jacarepaguá.



Além disso, pelo fato do Complexo Lagunar de Jacarepaguá ocupar uma área de terrenos sedimentares e alagadiços, os seus arredores são marcados por vestígios de vegetações de ambientes típicos de restingas e manguezais – ecossistemas vitais para a biodiversidade (SANTOS *et al.*, 2022; TEIXEIRA *et al.*, 2023) e que também fazem parte do Bioma Mata Atlântica. Estas vegetações são mais evidentes em áreas circunvizinhas às lagoas, com destaque para os Parques Municipais Chico Mendes, Bosque da Barra e Marapendi (Figura 10). Outra característica marcante da região é a presença de uma grande extensão de praias arenosas (como a Praia da Barra da Tijuca e do Recreio dos Bandeirantes). Assim, toda a Baixada de Jacarepaguá se trata, portanto, de uma área de elevada biodiversidade – tendo em vista as características que conferem a essa região uma notável particularidade: a coexistência de ecossistemas florestais e costeiros (MASTERPLAN, 2015).

Figura 10 - Vegetação de ambientes de restinga presentes no interior do Parque Municipal Chico Mendes (Rio de Janeiro, RJ), próximo à Lagoinha das Taxas.

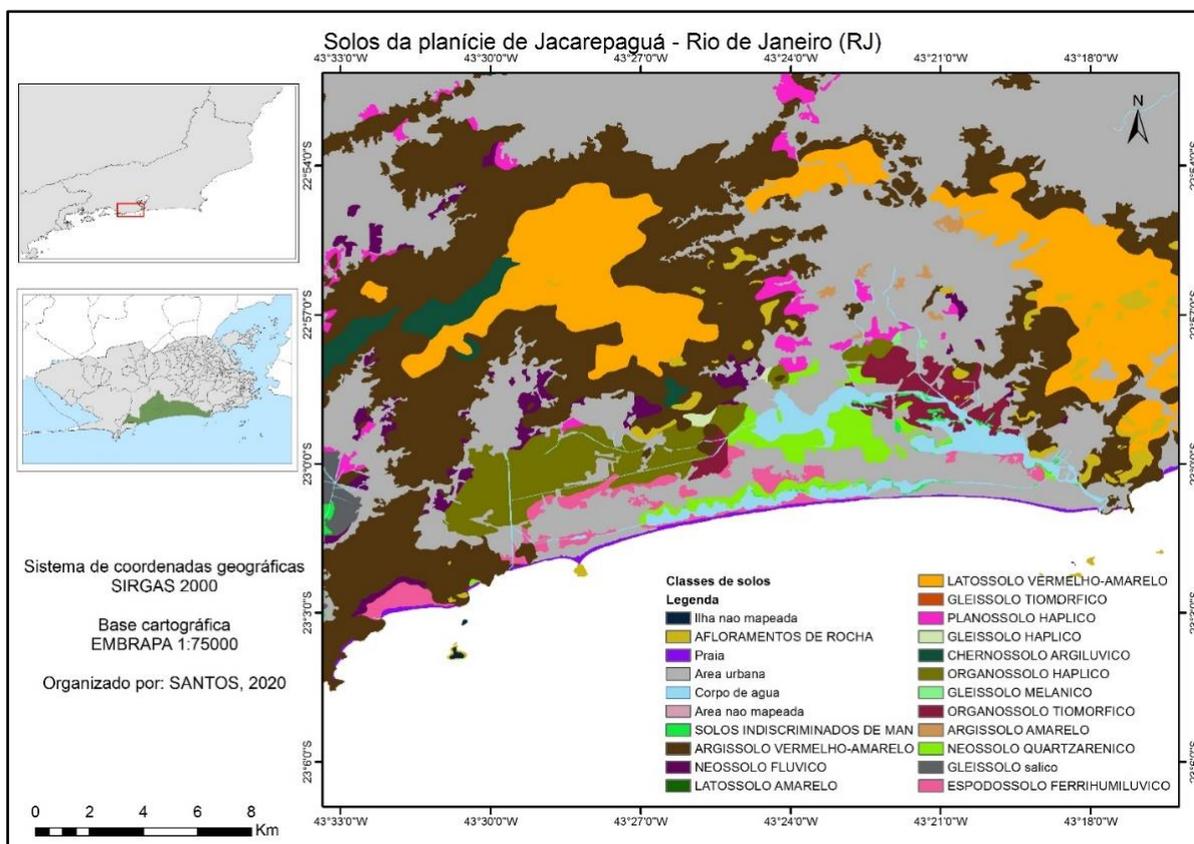


Fonte: Detzel Consulting (2013).

No tocante à pedologia, a área em que a Baixada de Jacarepaguá exhibe uma particularidades devido a sua localização geográfica e à influência de aspectos topográficos. Neste contexto, a região é composta predominantemente por: (i) solos arenosos (característicos de áreas de restinga); (ii) materiais que apresentam elevados teores de particulados finos (silte e argila), de matéria orgânica e de sais (inerentes a áreas de manguezais) e; (iii) solos mais bem desenvolvidos (mais profundos), próximos a morros e encostas dos maciços da Tijuca e da Pedra Branca (LEPSCH, 2011; SANTOS *et al.*, 2022; TEIXEIRA, 2022). Nesse sentido, Santos *et al.* (2022), de fato, destacam que a planície costeira de Jacarepaguá apresenta, principalmente, as seguintes classes pedológicas: Espodossolos e Neossolos Quartzarênicos (solos arenosos), além de Gleissolos e Organossolos (solos hidromórficos com altos teores de matéria orgânica) (Figura 11). No entanto, é importante destacar que no trabalho de Lumbreras e Gomes (2004) é indicada a ocorrência de outras classes pedológicas na área que constitui a planície de Jacarepaguá, tais como: Latossolos e Argissolos (solos tipicamente argilosos e próximos às encostas), como também Planossolos e Neossolos Flúvicos (próximos a

planícies fluviais de inundação - Figura 11) – evidenciando, portanto, uma grande complexidade pedológica.

Figura 11 - Mapa de solos da planície de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ), obtidos a partir de dados levantados pela EMBRAPA.



Fonte: Organizado por Santos (2020).

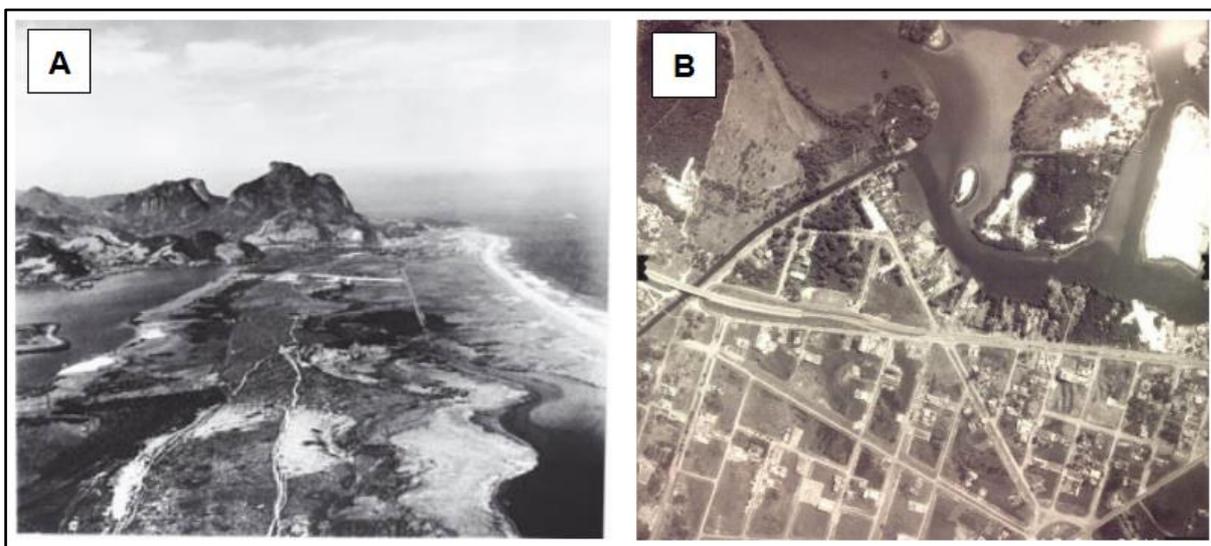
#### 4.1.4 Evolução urbana e implicações ambientais e sanitárias

O processo de expansão urbana e ocupação do solo na Baixada de Jacarepaguá ocorreu de forma extremamente acelerada, sobretudo a partir da década de 1960 (ABREU, 2008) – quando ocorreu a transferência da então capital do Brasil (localizada no Rio de Janeiro) para Brasília. A esse respeito, Abreu (2008) destaca o incremento populacional nesta área sem o devido planejamento habitacional. Segundo o autor mencionado, os dados populacionais obtidos no CENSO de 1960 indicavam valores na ordem de 160.000 habitantes, enquanto que no CENSO de 2000, o total de habitantes estimado foi de aproximadamente 460.000 – ou seja, o número de habitantes nesta área praticamente triplicou em 40 anos (ABREU, 2008).

No entanto, tal crescimento não foi seguido pela adequada alocação de recursos em infraestrutura, o que inclui o setor de saneamento básico – comprometendo a qualidade ambiental até os dias de hoje, principalmente dos rios e lagoas da região (SILVA e MOLISANI, 2019; MACENA *et al.*, 2020).

Do ponto de vista histórico, o repentino e acelerado processo de ocupação urbana da baixada de Jacarepaguá ocorreu em função da facilitação de acesso a esta área (FREITAS, 2009). Vale destacar que esta região foi umas últimas áreas da cidade do Rio de Janeiro a ser urbanizada – por estar localizada entre os grandes maciços (da Pedra Branca e Tijuca) e o mar (Figura 12). Neste contexto, Freitas (2009) ressalta que nas primeiras décadas do século XX a principal via de acesso a esta área da cidade (Zona Oeste) ocorria através dos bairros de Cascadura e Madureira (localizados na Zona Norte), por meio, principalmente, de bondes elétricos. No entanto, ao longo dos anos, foram criadas melhorias em infraestruturas de acesso que facilitaram a ocupação da Zona Oeste carioca, tais como: as estradas do Alto da Boa Vista e, mais tarde, a Autoestrada Lagoa-Barra (FREITAS, 2009). Na década de 1960, segundo Freitas (2009), foi concebido o “Plano de Diretrizes para Vias Arteriais na Planície de Jacarepaguá”. Segundo a autora, esse plano buscava estabelecer um aumento no número de vias paralelas, destinadas a adentrar o interior de Jacarepaguá (conectando esta região às principais vias da cidade) – visando atrair atividades de setores como a indústria, comércio e serviços (Figura 12).

Figura 12 - Evolução do processo de expansão urbana na área da Baixada de Jacarepaguá. A: área que compreende atualmente o bairro da Barra da Tijuca (RJ) registrado no início do século XX. B: início do processo de ocupação no entorno das lagoas e do Canal da Barra (década de 1960).



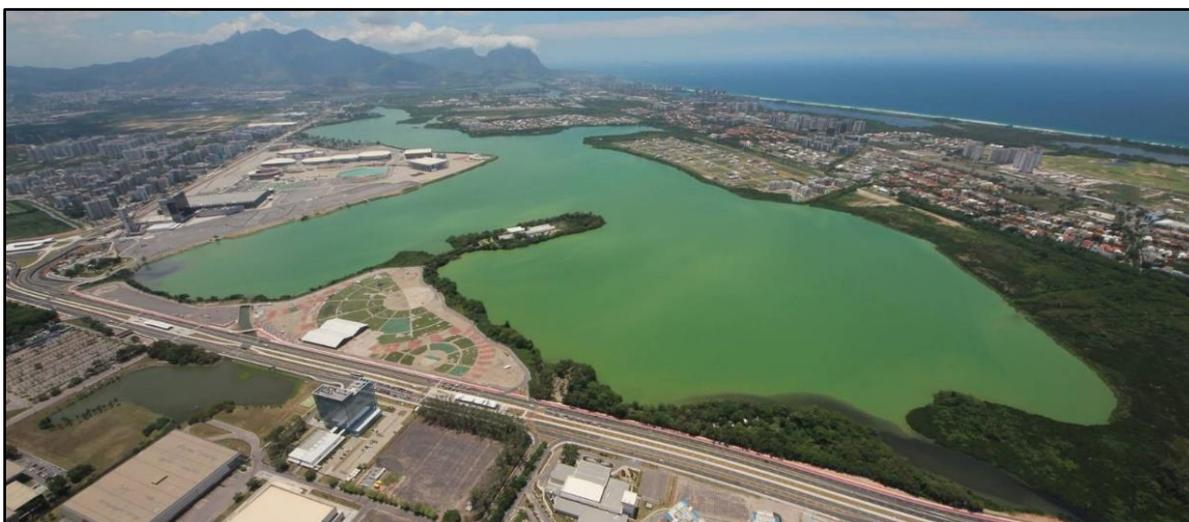
Fonte: Freitas (2007).

Ao final da década de 1960, a partir de uma iniciativa do governo do Rio de Janeiro, o arquiteto Lúcio Costa elaborou o “Plano Piloto da Baixada de Jacarepaguá” – que visava ordenar a expansão da Baixada de Jacarepaguá (FREITAS, 2009; TEIXEIRA, 2022). Tal ordenamento ocorreria a partir da realização de obras de pavimentações, alargamento das principais vias e a construção de pontes e aterros. Para além disso, conforme destacado por Teixeira (2022), o Plano Piloto de Lúcio Costa visava principalmente integrar a região de Jacarepaguá ao restante da cidade. Basicamente, o propósito era garantir um equilíbrio entre a expansão urbana e questões ambientais e, para tanto, foram elaboradas orientações para o uso e ocupação do solo. Porém, diversas diretrizes estabelecidas não foram concretizadas (sobretudo as normas de uso e ocupação do solo) e, dessa forma, ocorreu um amplo crescimento desordenado – desencadeando uma série de modificações territoriais e, principalmente, ambientais e de ordem sanitária (TEIXEIRA, 2022).

De fato, a rápida expansão urbana sem ordenamento territorial apropriado (impulsionada, principalmente, por grandes empreendimentos imobiliários) resultou na manifestação de numerosos problemas ambientais – sendo a poluição dos corpos hídricos talvez o mais evidente (RODRIGUES, 2020; SILVA e MOLISANI, 2019). Somado a isso, a deficiência nos serviços de saneamento básico em praticamente

toda a região contribuiu para a intensificação da poluição – sobretudo devido ao descarte irregular de efluentes domésticos e industriais sem pré-tratamento adequado (HAUSER-DAVIS *et al.*, 2015; MACENA *et al.*, 2020). A esse respeito, é preciso salientar que a inexistência de fiscalizações restritivas (e não somente a falta de planejamento urbano) possibilitou a intensificação dos processos de eutrofização dos rios e lagoas da Baixada de Jacarepaguá (evidentes desde a década de 1980 – SAIEG-FILHO, 1986) (Figura 13).

Figura 13 - Lagoa de Jacarepaguá com sua lâmina d'água em tom de verde, indicando um alto grau de eutrofização e proliferação descontrolada de cianobactérias hepatotóxicas.



Fonte: Acervo fotográfico de Mário Moscatelli.

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá possui mais de 40 rios cujo destino final são as lagoas (Tabela 1). Dessa forma, a qualidade ambiental das lagoas é também reflexo direto de toda a sorte de materiais contaminados lançados nos rios, especialmente esgoto doméstico, rejeitos industriais e lixo. Devido à eutrofização, emissões significativas de gases de efeito estufa, episódios de mortandade massiva de peixes, proliferações de macrófitas aquáticas e de cianobactérias hepatotóxicas são relatadas por alguns autores que estudaram as lagoas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá (MAGALHÃES *et al.*, 2017, COTOVICZ *et al.*, 2021). Neste contexto, a Lagoa da Tijuca é o ponto crítico – uma vez que constitui o destino final de praticamente todas as contribuições fluviais e lagunares da planície costeira de Jacarepaguá. Durante as marés baixas (de sizígia), a troca das águas da Lagoa da Tijuca com o mar é reduzida (FERRÃO-FILHO e KOZLOWSKY-SUZUKI, 2011) e,

nestas ocasiões, principalmente no verão (quando a produtividade primária tende a aumentar), florações descontroladas de gigogas e de cianobactérias podem atingir o oceano, colocando em risco organismos que habitam o ecossistema de praias da Barra da Tijuca (Figura 14), além de comprometer a balneabilidade.

Figura 14 - Águas da Lagoa da Tijuca com tom esverdeado sendo liberadas no mar através do canal da Joatinga (agosto de 2020).



Fonte: Acervo fotográfico de Mário Moscatelli.

Por fim, para além das problemáticas relacionadas ao intenso processo de eutrofização, é importante destacar que a Lagoa da Tijuca vem sendo também impactada por processos acelerados de assoreamento e aterros irregulares (GARCIA, *et al.*, 2016). Neste contexto, Garcia *et al.* (2016) mencionam que partes dos maciços rochosos (em especial, o maciço da Tijuca) foram irregularmente desmatados e ocupados (intensificando a ocorrência de processos erosivos) – cujos sedimentos contribuem para o assoreamento da Lagoa da Tijuca (Figura 15). Dessa forma, ocorre, gradativamente, o estrangulamento do canal da Joatinga, dificultando a troca de água

e sedimentos entre a lagoa e o mar (SILVA e MOLISANI, 2019), tornando os empreendimentos de dragagem indispensáveis.

Figura 15 - Lagoa da Tijuca extremamente assoreada e água com cor esverdeada, indicando alto grau de contaminação.



Fonte: Acervo do Mário Moscatelli.

#### 4.1.5 Geografia Física Crítica e Geoética do Complexo Lagunar de Jacarepaguá

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá é uma região marcada por profundas disparidades sociais, políticas e socioeconômicas (TEIXEIRA, 2022; GARCIA, *et al.*, 2016). No entanto, os desafios socioambientais desta área não se limitam apenas às consequências da rápida expansão urbana sem ordenamento territorial apropriado. Para compreender as dinâmicas socioespaciais neste local, é necessário, portanto, uma abordagem holística. Nesse sentido, vale mencionar os conflitos e embates relativos às comunidades tradicionais (pescadores e barqueiros – que habitam e trabalham nas lagoas do complexo lagunar), além das problemáticas relacionadas aos abismos sociais e, atualmente, às constantes atividades do poder paralelo (milícias) sobre distintas regiões. Para tanto, destacam-se os preceitos e conceitos de recentes campos multidisciplinares em geociências, onde o foco de análise recai sobre (i) a interface entre os processos “físico-naturais x histórico-sociais”: a Geografia Física Crítica (SOUZA *et al.*, 2020) e (ii) implicações éticas e culturais da prática profissional,

pesquisa e comunicação geocientífica: a Geoética (CASTRO *et al.*, 2018; SILVEIRA *et al.*, 2023).

Segundo Souza *et al.* (2020), a Geografia Física Crítica trata do estudo das interações mútuas entre os processos mencionados, especialmente levando em conta os desafios com os quais os geocientistas se deparam: o estudo dos componentes sociais e dos aspectos físico-naturais do espaço geográfico. Nesse sentido, vale mencionar que os fundamentos da Ecologia Política recaem de maneira essencial para as análises da então Geografia Física Crítica – uma vez que a Ecologia Política é o campo do saber que busca compreender as interações complexas entre o meio ambiente e os sistemas políticos e sociais (SOUZA, 2019). Para isso, este campo de estudo tem como objetivo valorizar e perpetuar o conhecimento gerado por atores e sujeitos externos aos contextos urbanos e metropolitanos (SOUZA, 2019). Em outras palavras, a Ecologia Política não é simplesmente um saber acadêmico, mas um saber que leva em consideração os conhecimentos de populações tradicionais (como ribeirinhos, indígenas, quilombolas, pescadores) que habitam, muitas vezes, espaços de grandes embates de (in)justiças ambientais (SOUZA, 2019).

De forma semelhante, a Geoética busca realçar a conscientização social de empreendimentos e profissionais ligados às geociências, sendo, atualmente, considerado um pilar essencial dentro da profissão (SILVEIRA *et al.*, 2023). Neste contexto, Castro *et al.* (2018) e Silveira *et al.* (2023) destacam que megaempreendimentos geotécnicos, muitas vezes, além de causar danos severos e irreversíveis ao meio ambiente, geram custos sociais ocultos. Segundo os autores mencionados, esses custos sociais frequentemente não são considerados nas avaliações de impactos ambientais e, conseqüentemente, acabam sendo repassadas para a sociedade (ACOSTA, 2016). Por exemplo, no âmbito de grandes intervenções ambientais (especialmente na dragagem e destinação de materiais contaminados) surge uma importante dicotomia de valores monetários diretos e valores locais (muitas vezes difíceis de quantificar). Dentre estes últimos, destacam-se a utilização de sistemas ambientais (em escalas locais) por comunidades afetadas – como atividades de pesca, consumo humano e práticas recreativas.

No caso do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, um ponto crucial a ser mencionado é a aparente (não) interação entre os atores locais e a gestão ambiental. No que se refere às habitações circunvizinhas às lagoas, por exemplo, a disparidade social merece destaque. As condições precárias de infraestrutura e serviços básicos

são evidentes na paisagem – perpetuando ciclos de pobreza e limitando o acesso à educação e saúde. Destacam-se, nesse contexto, as comunidades da Muzema e Rio das Pedras, caracterizadas por condições precárias de moradia e infraestrutura, em notável contraste com os condomínios de alto padrão – como o Península, e os luxuosos *shopping centers* destinados às populações de classe média e alta. Dessa forma, a ausência de políticas públicas inclusivas para esta parcela da população cada vez mais retroalimenta um ciclo de abismos sociais e contribui para a degradação ambiental.

De forma semelhante, as comunidades de pescadores e barqueiros (que dependem diretamente do ecossistema lagunar) enfrentam desafios consideráveis. Muitas vezes, as práticas de pesca tradicionais entram em conflito com interesses comerciais e urbanísticos – resultando em disputas pela gestão dos recursos naturais. Vale salientar que a pesca artesanal desempenha um papel economicamente importante para as comunidades de pescadores da área (COHIDRO, 2006). Além disso, tais comunidades são frequentemente marginalizadas em processos de decisão, enquanto interesses corporativos e políticos predominam.

Por último, mas não menos importante, outro desafio crítico que compreende a região do Complexo Lagunar de Jacarepaguá é o controle territorial exercido de forma ilegal pelas milícias. Esses grupos, além de promoverem insegurança, contribuem para a exploração desenfreada dos recursos naturais, comprometendo a preservação ambiental da área – fomentando, por exemplo, a prática de aterros ilegais (GARCIA, *et al.*, 2016) e desmatamento para construção de moradias irregulares. Com isso, o envolvimento de milícias em atividades ilícitas intensifica a complexidade da gestão ambiental e do ordenamento do território.

Em suma, a óptica da Geografia Física Crítica oferece uma abordagem aprofundada ao buscar integrar processos físico-naturais e histórico-sociais no Complexo Lagunar de Jacarepaguá. Além disso, as discussões acerca da Ecologia Política e a Geoética possuem importância fundamental na área de estudo deste trabalho, tendo em vista as complexas relações entre meio ambiente, sistemas políticos e sociais. Nesse sentido, abordagens inovadoras e colaborativas tornam-se cruciais para enfrentar injustiças ambientais – desde os conflitos entre comunidades tradicionais até os desafios impostos pelas milícias. Ainda, a Geoética se destaca ao enfatizar não apenas os impactos ao meio ambiente, mas também os custos sociais ocultos associados a empreendimentos ambientais. Por fim, é possível que uma

abordagem integrada (balizada, por exemplo, pela Geografia Física Crítica) seja capaz de estabelecer um equilíbrio sustentável entre a equidade social e a conservação ambiental no Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

## 4.2 Amostragem e preparação dos materiais

Para a execução deste trabalho, foram coletados sedimentos de fundo superficiais da Lagoa da Tijuca, como também amostras de duas classes de solos naturais (Latosolo e Espodossolo). A simulação do cenário de disposição terrestre do material oriundo da Lagoa da Tijuca foi realizada com base na mistura dos sedimentos com os referidos solos. A escolha das classes supracitadas provém da intenção de avaliar a interação dos sedimentos com solos que possuem propriedades contrastantes, de modo a compreender as influências dos aspectos físicos, químicos e mineralógicos dos solos no potencial tóxico dos sedimentos coletados. As justificativas detalhadas da utilização destes materiais estão descritas nos itens seguintes.

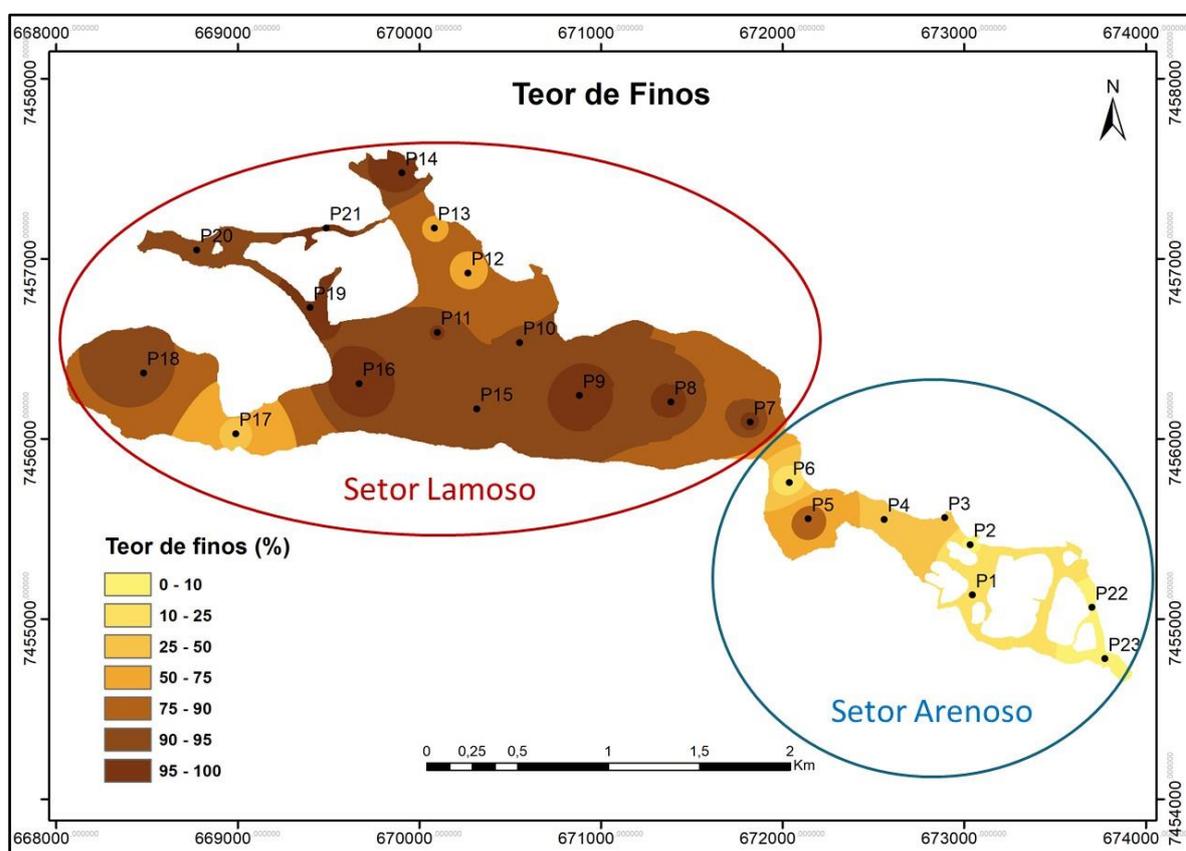
### 4.2.1 Sedimentos

Os sedimentos de fundo utilizados neste trabalho foram coletados por Teixeira *et al.* (2023), em agosto de 2019, e contemplou 23 pontos ao longo de toda a Lagoa da Tijuca. Do ponto de vista granulométrico, os autores supracitados identificaram dois setores distintos na Lagoa da Tijuca: um setor arenoso e outro lamoso (Figura 8). Segundo os autores, o setor arenoso (composto pelas amostras P1, P2, P3, P4, P5, P6, P22 e P23 – Figura 16) é mais fortemente influenciado por contribuições marinhas e fluviais de alta energia (por exemplo, o Rio das Cachoeiras) e apresenta menores concentrações de metais e matéria orgânica, enquanto que o setor lamoso (constituído pelas demais amostras) é menos influenciado pelo mar, está sob influência de rios de menor energia (por exemplo, o Rio das Pedras) e possui maiores teores de metais e nutrientes (TEIXEIRA *et al.*, 2023) (Figura 16).

Dessa forma, de modo a definir áreas prioritárias para dragagem na Lagoa da Tijuca e avaliar a eventual influência da granulometria no potencial tóxico dos sedimentos, as amostras de sedimentos coletadas por Teixeira *et al.* (2023) foram igualmente misturadas para obter duas amostras compostas especialmente

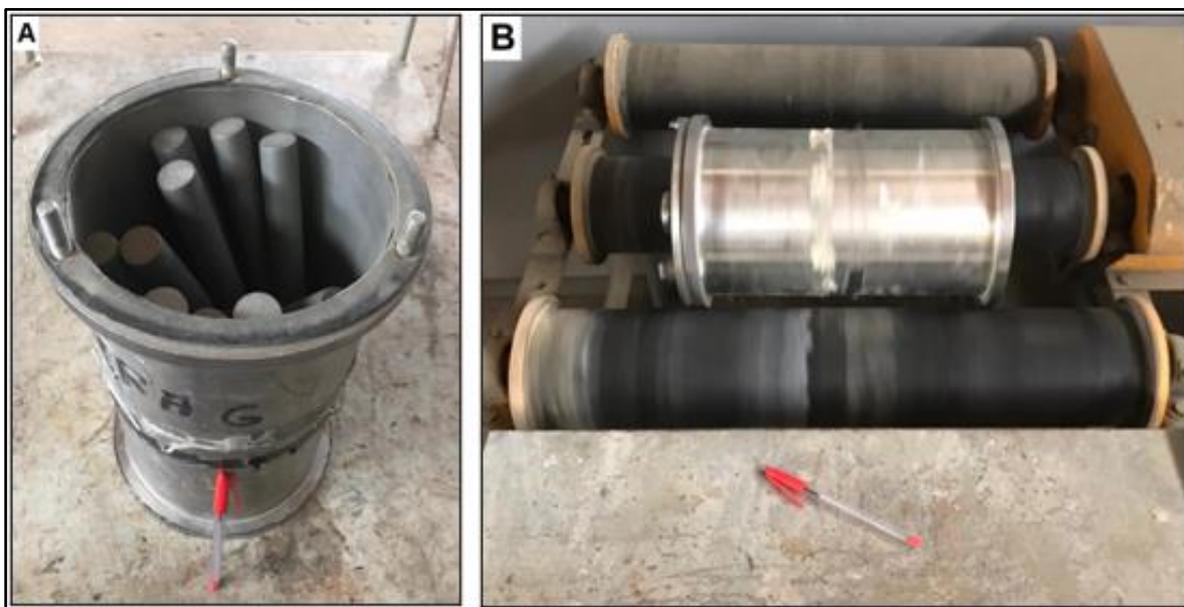
representativas dessas duas áreas distintas da Lagoa da Tijuca. Assim, uma amostra composta de sedimento lamoso foi preparada a partir da mistura das amostras coletadas no setor lamoso ( $n = 15$ ), e outra amostra composta de sedimento arenoso foi obtida a partir da mistura dos materiais amostrados no setor arenoso ( $n = 8$ ) (Figura 16). Depois de misturadas e homogêneas, cada amostra composta de sedimento foi moída em moinho de barras (Figura 17), seguindo o mesmo procedimento adotado por Cesar *et al.* (2014), Vezzone *et al.* (2018) e Monte *et al.* (2018) – que também estudaram a ecotoxicidade terrestre de sedimentos dragados de zonas estuarinas.

Figura 16 - Distribuição espacial dos sedimentos coletados da Lagoa da Tijuca com a indicação de dois setores distintos.



Fonte: Teixeira (2022).

Figura 17 - Aspecto do moinho de barras usado para moagem de sedimentos e preparação das amostras compostas: recipiente sem amostras (A); processo de moagem em andamento (B).



#### 4.2.2 Solos

Os solos foram colhidos com o auxílio de um trado e armazenados sacos plásticos vedados com identificação e, posteriormente, enviados para secagem (em temperatura ambiente) no Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos (LECOTOX) da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Em laboratório, as amostras foram desagregadas e peneiradas a 10 *mesh* (2,0mm). Os materiais retidos na peneira (fragmentos de folhas, raízes e gravetos) foram descartados. Para mimetização da deposição terrestre de sedimentos dragados, foram escolhidas duas classes de solos: Latossolos e Espodosolos. Os critérios para a escolha dessas classes pedológicas e de seus horizontes estão descritos a seguir.

A amostra de Latossolo foi coletada no município de Duque de Caxias (22° 41' 34.2" S, 43° 17' 14.5" O), no estado do Rio de Janeiro (Figura 18), em uma área livre de contaminações. A escolha pelo Latossolo decorre de sua ampla distribuição geográfica no Brasil, além do fato desta classe pedológica ser amplamente utilizada na produção agrícola (LEPSCH, 2011; CESAR, 2014). A amostragem foi efetuada no horizonte B, tendo em vista que se trata do horizonte diagnóstico – guardando, portanto, as características fundamentais do solo (LEPSCH, 2011). A utilização do Horizonte B pode ser justificada pelo fato deste trabalho tentar avaliar o potencial de

reutilização do sedimento dragado como regenerador de áreas degradadas (simulando cenários em que o horizonte A tenha sido erodido em áreas agrícolas) (FERREIRA et. al. 2020). Conforme destacado por Cesar (2014), tendo em vista que os sedimentos dragados apresentam, geralmente, altos teores de matéria orgânica – pretende-se, de forma semelhante aos estudos do autor mencionado, avaliar a possibilidade do uso potencial desses sedimentos como corretivos agrícolas ou na recuperação de áreas degradadas.

Figura 18 - Coleta de horizonte B de Latossolo no município de Duque de Caxias (RJ).



A amostra de Espodossolo foi coletada no Parque Natural Municipal Chico Mendes (Rio de Janeiro, RJ), situado no bairro Recreio dos Bandeirantes, na baixada de Jacarepaguá ( $23^{\circ} 01' 24''$  S,  $43^{\circ} 28' 16''$  O) (Figura 19). A coleta foi realizada no horizonte A (após a remoção da serapilheira), uma vez que este horizonte possibilita mimetização do descarte direto de sedimentos dragados em solos superficiais circunvizinhos às lagoas (neste caso, Espodossolos, abundantes no entorno das lagoas – Santos *et al.* 2021). Nesse sentido, ao se considerar um cenário de deposição

direta de sedimentos dragados no entorno da Lagoa da Tijuca, a coleta de uma amostra de Espodossolo no horizonte A pode ser considerada adequada.

Por último, mas não menos importante, vale ressaltar que, para ambas as classes de solos amostradas, foi observada a presença de organismos de fauna edáfica (por exemplo, minhocas, gongolos, colêmbolos, entre outros) no momento da coleta (Figura 19) – indicando, portanto, um cenário de risco potencial para a fauna terrestre em caso de deposição eventual de sedimentos dragados em solo.

Figura 19 - Coleta de horizonte A de Espodossolo no Parque Natural Municipal Chico Mendes (Rio de Janeiro, RJ) (esquerda) e presença de organismos edáficos (minhocas) na amostra coletada (direita).



### 4.3 Caracterização dos materiais

A caracterização dos materiais (sedimentos e solos) abrangeu a determinação das propriedades físicas (granulometria, capacidade de retenção de água – CRA, densidade das partículas e condutividade elétrica) e químicas (pH e Fósforo Total). O fósforo foi utilizado como indicador de matéria orgânica – levando em consideração o foco ambiental das análises realizadas neste trabalho. Além disso, foi realizada também a determinação dos teores totais de metais nas amostras e nos tecidos dos

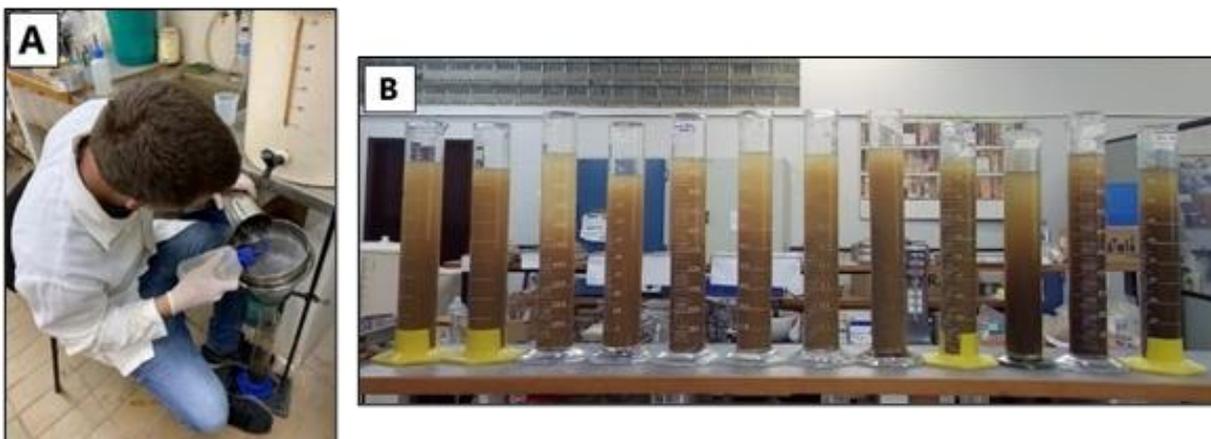
organismos sobreviventes. Os parâmetros supracitados foram medidos conforme as metodologias descritas a seguir.

#### 4.3.1 Determinação granulométrica e da densidade das partículas

A análise granulométrica dos materiais foi realizada com base no método da pipetagem (EMBRAPA, 1997). A remoção prévia da matéria orgânica das amostras compostas de sedimento (setor arenoso e lamoso) foi realizada por meio da adição de peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) – tendo em vista que praticamente todos os pontos constituintes das amostras compostas apresentaram alto teor de carbono orgânico (TEIXEIRA *et al.*, 2023). Após esta etapa, 20g de cada amostra foi colocada em copo plástico contendo 100 ml de água destilada e 10 ml de hidróxido de sódio (isto é, um dispersante) e mantidas em repouso por uma noite.

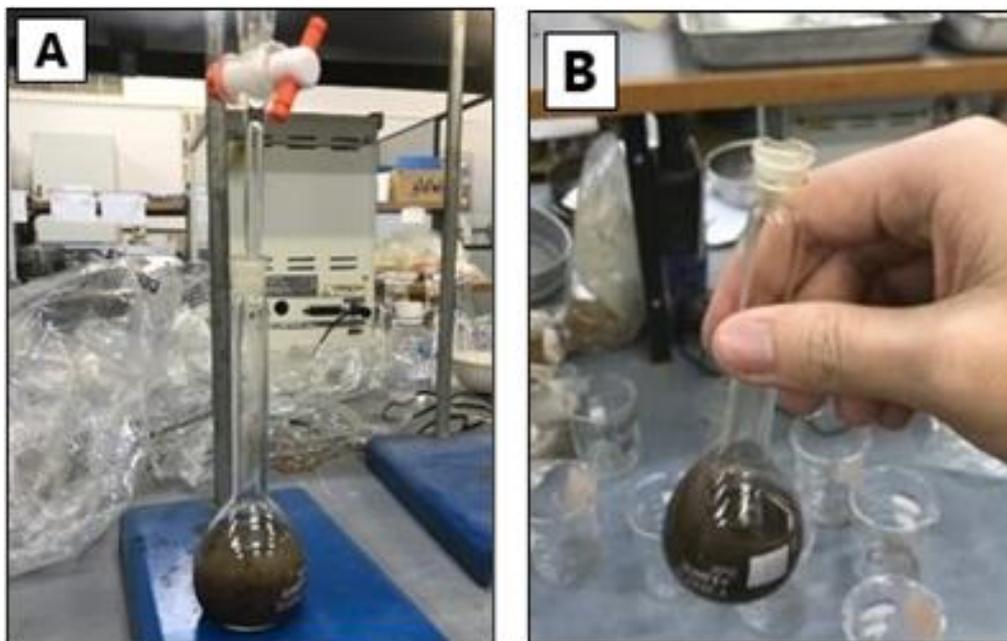
Em seguida, as amostras foram misturadas em um agitador automático durante 15 minutos – com o objetivo de romper possíveis agregados de partículas finas. Após esta etapa, as amostras foram peneiradas a 0,053 mm (Figura 20), para retenção da fração areia, enquanto o silte e a argila foram transferidos para uma proveta de 1000 ml (preenchida com água destilada). Subsequentemente, a solução contida na proveta foi então agitada e, posteriormente, deixada em repouso para que ocorresse a decantação das partículas em suspensão (Figura 20). O tempo de decantação é regulado de acordo com a temperatura da solução, baseado na Lei de Stokes (EMBRAPA, 1997). Findado o tempo, coletou-se 50 ml (com o auxílio de uma pipeta volumétrica – em profundidade de até 5 cm) da solução contida na proveta e colocou-se em estufa. O percentual de argila foi determinado de acordo com a massa obtida após a etapa de secagem (a 105 °C). A determinação da fração areia foi feita a partir da pesagem do material seco retido na peneira. Por fim, a fração silte foi quantificada por diferença, considerando o somatório das frações argila e areia. Estas análises foram realizadas no Laboratório de Geomorfologia Maria Regina Mousinho de Meis, do Departamento de Geografia da UFRJ.

Figura 20 - Separação das frações grosseira (areia) e fina (silte e argila) (A); processo de decantação das partículas finas suspensas em provetas de 1000 ml (B).



A densidade das partículas foi determinada por meio da razão entre as massas secas de cada amostra e seus respectivos volumes. A metodologia empregada neste trabalho seguiu as recomendações estabelecidas pela EMBRAPA (1997). Para tanto, 20g de cada amostra foram colocados em estufa (105 °C) durante 6 horas, para a remoção total da água. Após esta etapa, os materiais foram transferidos para balões volumétricos de 50 ml, devidamente identificados. Em seguida, foi adicionado álcool etílico absoluto (99,8%) em cada balão até completar o volume (Figura 21 – A). As bolhas de ar que eventualmente se formaram foram removidas com agitação (Figura 21 – B). A diferença entre o volume total do balão e o volume de álcool utilizado para completá-lo representa o volume da amostra. Estas análises foram realizadas no Laboratório de Geomorfologia Maria Regina Mousinho de Meis, do Departamento de Geografia da UFRJ.

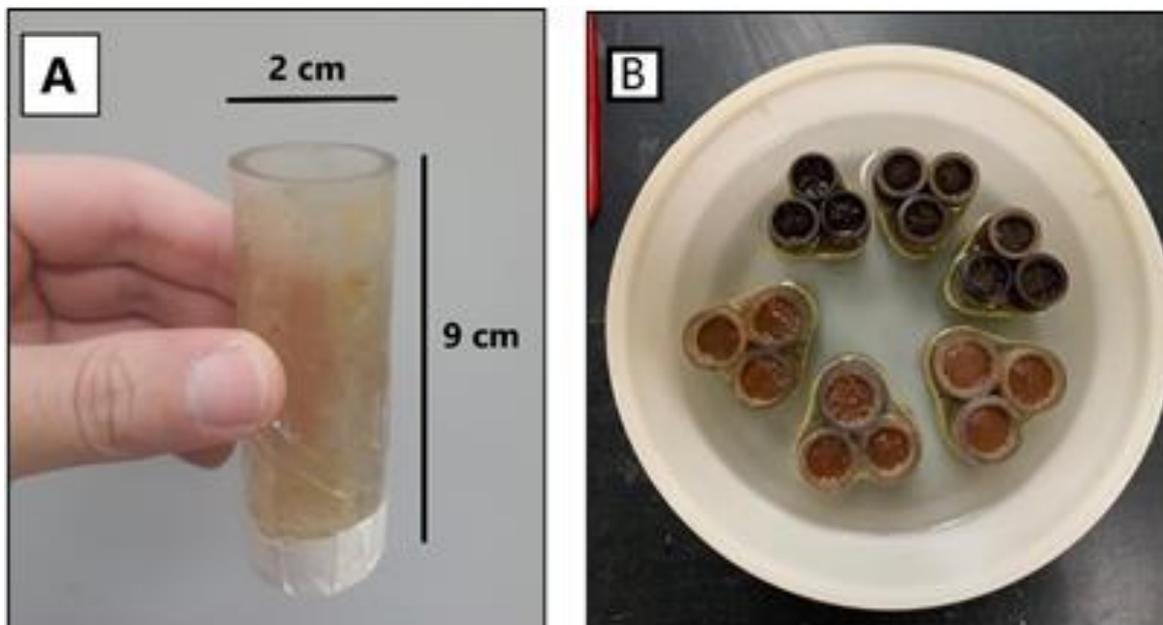
Figura 21 - Inserção de álcool etílico absoluto nas amostras por meio de uma bureta (A); remoção de bolhas existentes (através de agitação) entre as partículas (B).



#### 4.3.2 Capacidade de retenção de água (CRA)

A determinação da capacidade de retenção de água (CRA) dos solos e misturas de solo:sedimento foi realizada conforme o método descrito por Natal-da-Luz et. al. (2009). Para tanto, tubos de PVC (com dimensões conhecidas e um filtro de papel acoplado a sua base, Figura 22 – A), foram preenchidos com amostras de solo e/ou misturas de solo:sedimento. As massas dos tubos foram aferidas antes da adição das amostras. Após esta etapa, os tubos foram inseridos em um recipiente contendo água destilada até que os solos e/ou as misturas atingissem a saturação (Figura 22 – B) – verificada pela presença de uma fina camada de água na superfície dos materiais. Em seguida, os tubos foram colocados em um escurridor por 2 horas – para remoção do excesso de água. Novamente, as massas foram aferidas. Por fim, os tubos com as amostras escorridas foram colocados na estufa (105 °C) durante 24 horas. Após isso, as massas obtidas foram novamente anotadas e, em seguida, foi determinado o volume de água necessário para a saturação das amostras (por diferença de massas). Essas análises foram realizadas no Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos do Departamento de Geografia da UFRJ.

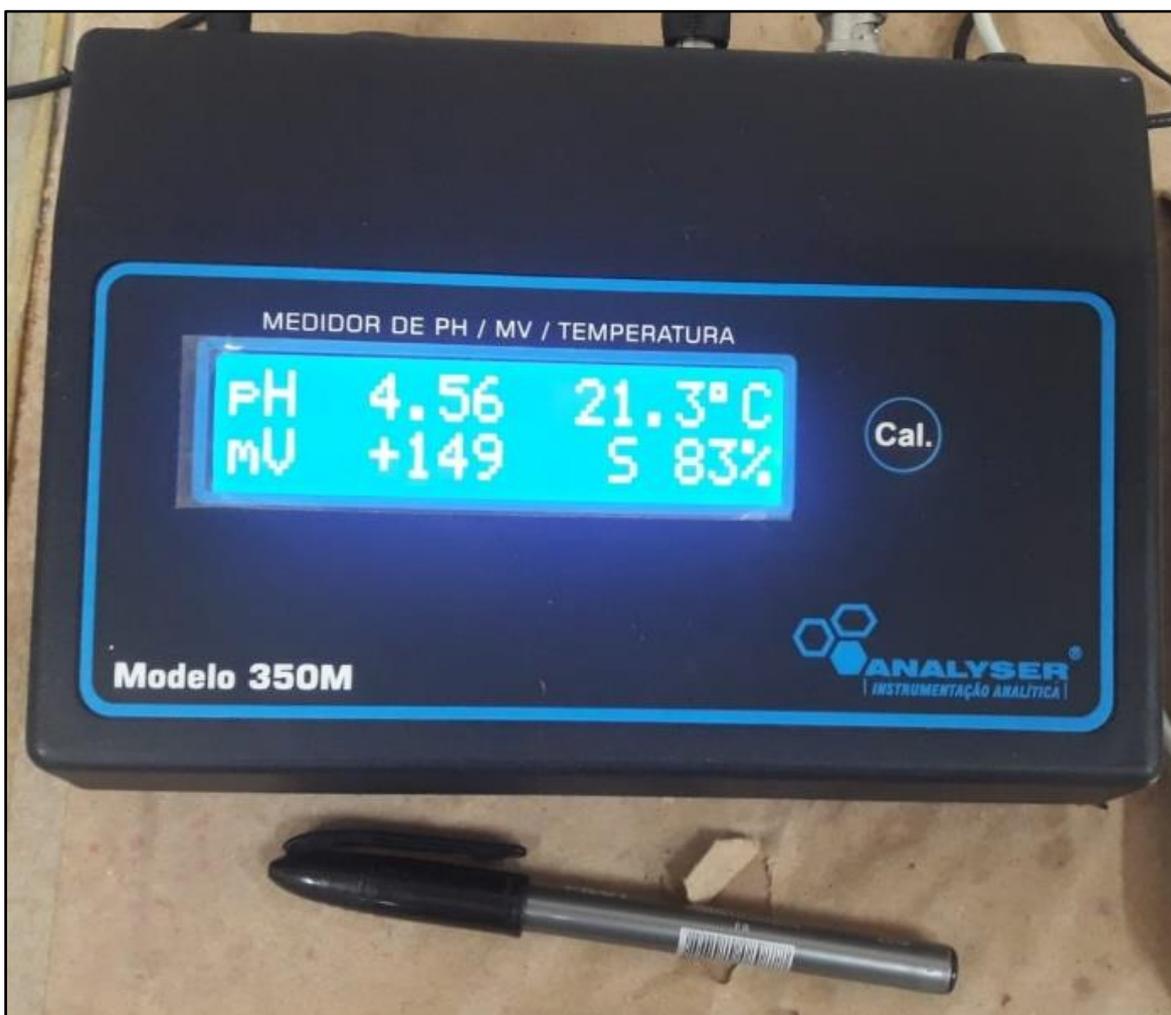
Figura 22 - Dimensões do tubo utilizado para a determinação da CRA (A); processo de saturação das amostras através do fenômeno de capilaridade (B).



#### 4.3.3 Determinação do pH, da condutividade elétrica e da salinidade

O potencial hidrogeniônico (pH) das amostras foi medido com o objetivo de determinar a basicidade ou acidez dos materiais. Os dados foram obtidos por meio de eletrodo combinado imerso em uma mistura de amostras de solo e/ou sedimento com líquido ( $H_2O$  destilada) na proporção 1:2,5 – conforme EMBRAPA (1997). Dessa forma, as medições foram realizadas após misturar de 10g de amostra em 25 ml de  $H_2O$  destilada – com um intervalo de 1 hora entre a etapa de mistura e aferição dos pHs (EMBRAPA, 1997). O aparelho utilizado foi o pHmetro da marca ANALYSER, modelo 350M (Figura 23) – calibrado com solução tampão de pH 7,0 e pH 4,0. Essas análises foram realizadas no Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos do Departamento de Geografia da UFRJ.

Figura 23 - Equipamento utilizado para a determinação do pH das amostras.



A condutividade elétrica dos solos e sedimentos foi determinada no extrato obtido a partir de misturas entre sedimento:água (1:1) e filtração a vácuo conforme EMBRAPA (1997). O sistema de filtração consistiu em um funil de Buchner (com papel de filtro comum – qualitativo) acoplado a um frasco Kitassato, sendo, todo o conjunto ligado a uma bomba a vácuo (Figura 24). Para a realização da leitura dos extratos foi utilizado o condutímetro da marca HANNA, modelo DiST 4 (Figura 25). A verificação da condutividade elétrica possibilita identificar a capacidade de uma solução em transmitir uma corrente elétrica (expresso em  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) através da concentração de íons presentes. Além disso, tal método permite realizar a aferição da salinidade de maneira indireta. Para tanto, multiplica-se o dado de condutividade elétrica (em  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) por um fator de 0,64/1000 (EMBRAPA, 1997) e, dessa forma, obtém-se a salinidade (em g/kg). Essas análises foram realizadas no LECOTOX-UFRJ e no Laboratório Via Úmida do Departamento de Geologia da UFRJ.

Figura 24 - Conjunto de filtração utilizado para obtenção dos extratos para posterior medição da condutividade elétrica.

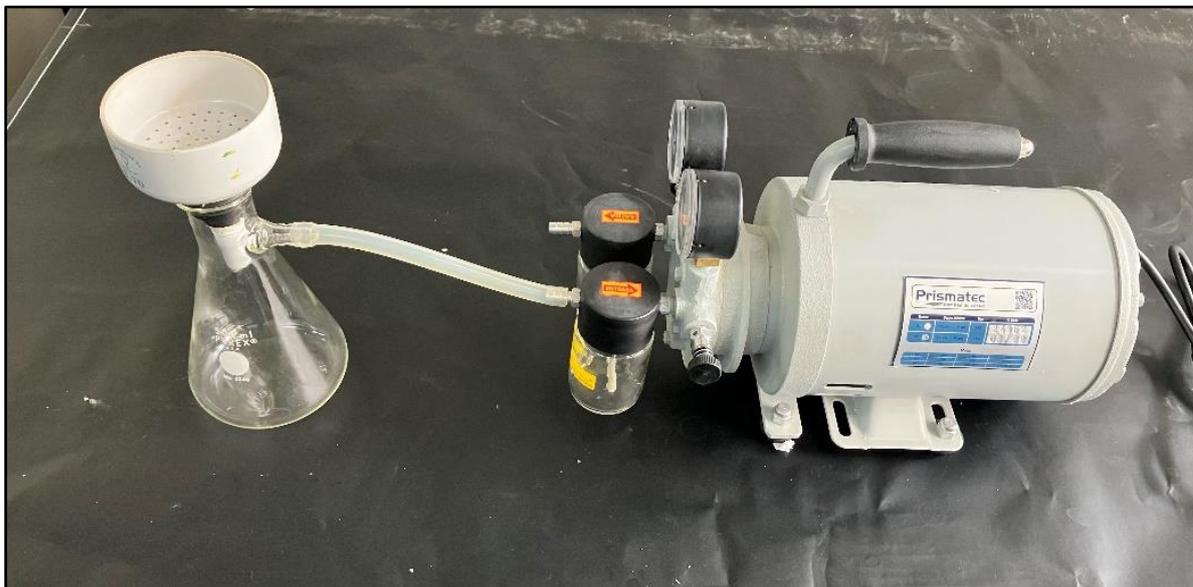


Figura 25 - Equipamento utilizado para a determinação da condutividade elétrica das amostras.



#### 4.3.4 Determinação de metais e fósforo

A quantificação das concentrações totais de Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, As, Cd, sódio (Na) e fósforo (P) nos solos, sedimentos e em tecidos de minhocas (organismos sobreviventes dos bioensaios agudos) foi efetuada com base na solubilização de 1g de amostra em uma solução composta de ácido clorídrico (HCl) e ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) – denominada de “água régia” – na proporção de 3:1. Antes de serem analisadas, as minhocas sobreviventes foram previamente congeladas, liofilizadas (Figura 26), moídas e homogeneizadas (Figura 27). Após esta etapa, a solução obtida foi enviada para medição em Espectrometria de Emissão com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES). Estas análises foram realizadas no Laboratório de Química Analítica da Coordenação de Análises Mineraias do Centro de Tecnologia Mineral (CETEM). Os limites mínimos de detecção foram 0,2 mg/kg, 0,2 mg/kg, 0,2 mg/kg, 1,4 mg/kg, 0,2 mg/kg, 0,01 mg/kg e 0,1 mg/kg para As, Cu, Zn, Pb, Ni, Cr e Cd respectivamente.

A determinação das concentrações de Hg total em amostras sólidas (de sedimentos e solos) foi realizada no Laboratório de Especificação de Mercúrio Ambiental (LEMA) – do CETEM. A técnica aplicada foi a de Espectrometria de Absorção Atômica acoplada a acessório de pirólise para decomposição térmica da amostra (AAS-TD). O equipamento utilizado foi o RA-915+ acoplado ao PYRO-915 – ambos da empresa LUMEX. A metodologia analítica utilizada foi validada utilizando os seguintes critérios: seletividade, linearidade, faixa de trabalho, limite de detecção, limite de quantificação e exatidão – no qual se incluem tendência e repetitividade. Para tanto, foram adotadas as orientações do Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (INMETRO) – DOQ-CGCRE-008 (INMETRO, 2020). Após as etapas mencionadas, foi calculado a incerteza de medição do método – fornecendo o grau de confiança dos resultados. O cálculo da incerteza foi baseado nas diretrizes da publicação “Avaliação de dados de medição: Guia para a expressão de incerteza de medição” (INMETRO, 2012), que orienta sobre os procedimentos para o cálculo da incerteza de diversos tipos de medição. O limite de detecção calculado na validação foi de 0,0005 mg/Kg, enquanto o limite de quantificação foi de 0,0091 mg/kg.

No que diz respeito ao controle da qualidade dos resultados, o LEMA utiliza, a cada 10 amostras analisadas, materiais de referências certificados (MRC) para o cálculo da recuperação – e somente são aceitos valores entre 80-110%, dependendo da concentração do MRC. Além disso, a precisão é monitorada com análises em

triplicata e cálculo do desvio padrão relativo, que deve resultar abaixo de 15% – a depender da faixa de concentração das amostras. Ainda, o LEMA possui um Sistema de Gestão da Qualidade (SGQ), embasado pela Norma ABNT NBR ISO/IEC 17025 (2017), que visa a garantir e evidenciar a produção de análises precisas e acuradas (RAMOS et al., 2018) e se caracteriza por ser um laboratório multiusuários. Por fim, cabe destacar o excelente desempenho do LEMA nos ensaios de comparação interlaboratorial promovidos pela *International Atomic Energy Agency* (IAEA) e pela *United Nation Environment Programm* (UNEP) – *Regional Office for Asia and the Pacific*, coordenado pelo Japão, no âmbito da Convenção de Minamata.

Figura 26 - Processo de liofilização de minhocas sobreviventes dos bioensaios agudos, no Laboratório de Especificação de Mercúrio Ambiental (LEMA), do CETEM.



Figura 27 - Tecidos de minhocas liofilizadas sendo moídas e homogeneizadas para posterior análise das concentrações de metais.



#### 4.4 Avaliação da intensidade da poluição por metais

A intensidade da poluição por metais foi avaliada com base (i) na comparação com os padrões de qualidade ambiental estabelecidos pelas legislações brasileiras para qualidade de solos (Resolução 420 do Conselho Nacional de Meio Ambiental/2009 – CONAMA) e de sedimentos aquáticos (Resolução 454 do CONAMA/2012) e (ii) no cálculo do Índice de Geoacumulação (IGEO).

##### 4.4.1 Comparação com as legislações brasileiras de qualidade ambiental

As concentrações de metais nos sedimentos dragados foram avaliadas através da comparação com os valores orientadores da Resolução nº 454 do CONAMA (2012), que estabelece os valores de referência para disposição de sedimento de dragagem em águas sob jurisdição nacional. Esta resolução permite a classificação

do potencial tóxico do sedimento com base na probabilidade de baixa ou alta ocorrência de efeitos adversos à biota (nível 1 e nível 2, respectivamente) (CONAMA, 2012). Já os valores orientadores para qualidade de solos estão descritos na Resolução nº 420 do CONAMA (2009) e, da mesma forma, as concentrações de metais foram comparadas com tal resolução. A referida resolução determina, dentre outros, os valores de “prevenção” – que representam as concentrações que, quando ultrapassadas, podem gerar alterações prejudiciais para a qualidade do solo (CONAMA, 2009). Os valores correspondentes aos níveis de classificação (de acordo com as resoluções mencionadas) dos elementos analisados neste trabalho estão presentes na Tabela 2.

Tabela 2 - Teores orientadores (mg/kg) de metais recomendados pela legislação brasileira para qualidade de solos (CONAMA 420/2009) e de sedimentos estuarinos (CONAMA 454/2012).

Metais	Valores para solos	Valores para sedimentos (águas salinas/salobras)	
	Prevenção	Nível 1	Nível 2
<b>Zn</b>	300	150	410
<b>Cu</b>	60	34	270
<b>Pb</b>	72	46,7	218
<b>Ni</b>	30	20,6	51,6
<b>Cr</b>	75	81	370
<b>As</b>	15	19	70
<b>Cd</b>	1,3	1,2	7,2
<b>Hg</b>	0,5	0,3	1,0
<b>Na</b>	D.I.	D.I.	D.I.

Fonte: Adaptado de CONAMA (2009) e CONAMA (2012). D.I. = Dado indisponível.

#### 4.4.2 Índice de Geoacumulação

O Índice de Geoacumulação (IGEO) é uma escala logarítmica baseada na razão entre o teor do metal obtido nos sedimentos e solos pela concentração encontrada no *background* geoquímico local, e permite a hierarquização da poluição em sete (7) classes – de zero (0) a seis (6) (MÜLLER, 1979; CESAR *et al.*, 2011) -

onde zero corresponde à ausência de poluição e seis indica o nível máximo de degradação. As classes do IGEO e seus respectivos níveis de poluição estão apresentadas na Tabela 3. É importante destacar que esta metodologia de hierarquização da poluição vem sendo amplamente utilizada em diversos trabalhos focados na contaminação de metais (HARIRI e ABU-ZIED, 2018; BASIR *et al.*, 2022; NASIR *et al.*, 2023; ELEMILE *et al.*, 2023) e, portanto, os resultados encontrados consistem em um bom parâmetro de comparação.

Tabela 3 - Classes do Índice de Geoacumulação (IGEO).

<b>Classe IGEO</b>	<b>Valor do IGEO</b>	<b>Nível de Poluição</b>
<b>0</b>	$IGEO \leq 0$	Praticamente não poluído
<b>1</b>	$0 < IGEO < 1$	Pouco a Moderadamente poluído
<b>2</b>	$1 < IGEO < 2$	Moderadamente poluído
<b>3</b>	$2 < IGEO < 3$	Moderadamente a Fortemente poluído
<b>4</b>	$3 < IGEO < 4$	Fortemente poluído
<b>5</b>	$4 < IGEO < 5$	Fortemente a Extremamente poluído
<b>6</b>	$5 < IGEO$	Extremamente poluído

Fonte: Adaptado de Müller (1979).

Na ausência de um *background* local, Müller (1979) recomenda a utilização de valores do folhelho padrão – uma rocha de granulometria fina e alto teor de matéria orgânica que, portanto, reúne características que favorecem a retenção de metais-traços. No caso do presente estudo, foram utilizados os valores de *background* (de Zn, Cu, Pb, Ni, Cr e Hg) determinados na base de testemunhos sedimentares da Lagoa Rodrigo de Freitas (Rio de Janeiro, RJ), datados de 1840 (período pré-industrial) por Loureiro *et al.* (2012). A escolha por esses valores de *background* decorre da ausência de níveis de base de metais para o Complexo Lagunar de Jacarepaguá, bem como ao fato de a Lagoa Rodrigo de Freitas ser relativamente próxima à Lagoa da Tijuca e possuir gênese semelhante (ligada à oscilação quaternária do nível do mar). Como os valores de *background* de As, Cd e Na não foram determinados para a Lagoa Rodrigo de Freitas, foram utilizadas as concentrações no folhelho padrão (TUREKIAN e WEDEPOHL, 1961). Assim, foram adotados os seguintes valores de *background* (em mg/kg): Zn = 98,0; Cu = 40,1; Pb

= 26,1; Ni = 26,6; Cr = 40,9; Hg = 0,0701; As = 13,0; Cd = 0,3 e Na = 9600,0. O IGEO é calculado conforme a equação 1:

$$\text{IGEO} = \log_2 \left( \frac{M_{\text{amostra}}}{M_{\text{background}}} \right) \quad \text{Equação 1}$$

Onde,  $M_{\text{amostra}}$  = concentração do metal em campo e;  $M_{\text{background}}$  = concentração do metal em um *background* regional.

## 4.5 Bioensaios

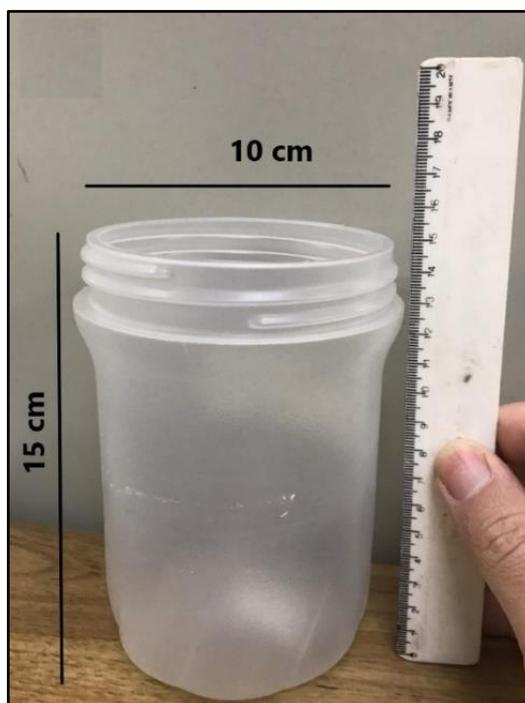
A avaliação do potencial tóxico das misturas de solos:sedimentos foi baseada na execução de bioensaios agudos e de fuga utilizando minhocas (*Eisenia andrei*). As doses iniciais de material dragado aplicadas aos solos foram baseadas em trabalhos prévios (CESAR *et al.*, 2015; MONTE *et al.*, 2018; VEZZONE *et al.*, 2018). Em um primeiro momento, foram realizados ensaios utilizando um Solo Artificial – visando reduzir o consumo das amostras de solos naturais. Os procedimentos empregados para a realização dos testes ecotoxicológicos estão descritos a seguir. Estes bioensaios foram realizados no LECOTOX, do Departamento de Geografia da UFRJ.

### 4.5.1 Bioensaios agudos com minhocas (*Eisenia andrei*)

Os organismos utilizados em todos os ensaios realizados neste trabalho foram obtidos do cultivo controlado do LECOTOX – UFRJ. O bioensaio agudo com *E. andrei* tem duração de 14 dias e consistiu na exposição de 10 organismos adultos por réplica, de peso semelhante, expostos a 500g de solo – seguindo as recomendações da ISO (2012). Os espécimes adultos de minhocas foram identificados de acordo com a presença do clitelo (órgão reprodutor dos organismos) bem desenvolvido. Antes do início dos testes, os organismos foram separados e colocados em potes contendo papel umedecido com água destilada. Esta etapa tem como objetivo induzir o esvaziamento do conteúdo intestinal dos animais. Após isso, os organismos foram pesados individualmente e agrupados de acordo com suas massas. O peso dos animais utilizados neste trabalho variou entre 0,4 e 0,8 mg – evitando, portanto, a utilização de organismos “*outliers*”.

Os ensaios foram realizados em recipientes plásticos cilíndricos (10 cm de diâmetro e 15 cm de altura – Figura 28). O teste contou com 4 réplicas para cada dose utilizada. A umidade dos solos e das misturas de solo:sedimento foi ajustada entre 40 e 60% da capacidade de retenção de água (CRA) – cujo procedimento está descrito no item 4.3.2. Ao longo dos 14 dias de ensaio, os recipientes-teste contendo os organismos expostos às misturas de solo:sedimento foram mantidos sob temperatura controlada ( $20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) e iluminação constante (Figura 29). A umidade das misturas-teste (isto é, solos tratados com diferentes doses de dragado) foi verificada a cada três dias e, quando necessário, ajustada com água destilada. Ao final dos bioensaios, os organismos sobreviventes foram contabilizados e deixados novamente em potes contendo papel umedecido com água destilada durante 24h (para purgarem o conteúdo intestinal). Em seguida, estes animais foram pesados mais uma vez para a verificação de variações na biomassa corporal (baseada na diferença de peso médio aferido dos indivíduos antes e após a exposição).

Figura 28 - Dimensões do recipiente-teste utilizado para os bioensaios agudos com minhocas da espécie *Eisenia andrei*.

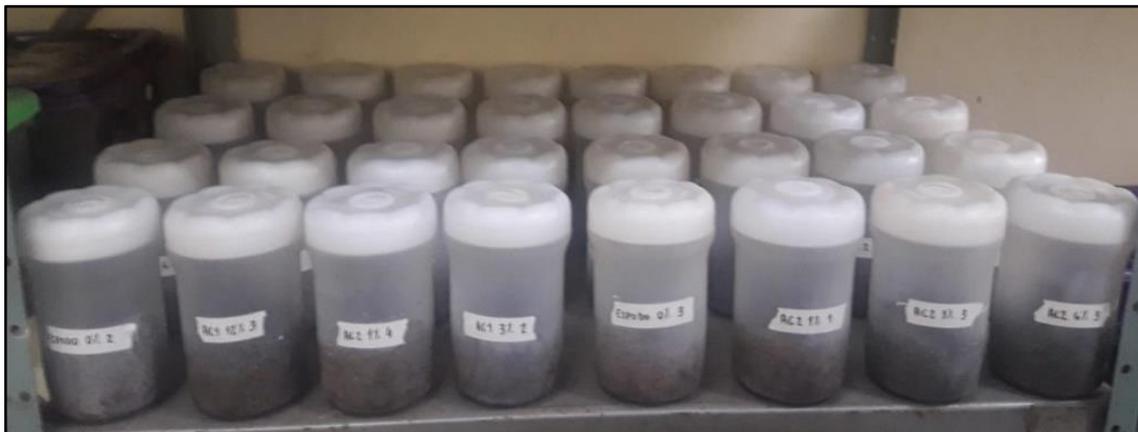


Para garantir a qualidade dos resultados, réplicas contendo Solo Artificial puro foram adicionadas aos ensaios (ISO, 2012). A composição do Solo Artificial seguiu as recomendações de Garcia (2004): 70% de areia de quartzo, 20% de caulim e 10% do

pó da fibra de casca de coco. Vale destacar que o solo artificial consiste, na verdade, em substrato padrão largamente utilizado em ecotoxicologia terrestre e que garante boas condições de habitabilidade para os organismos-teste, ou seja, alta porosidade e aeração (70% de areia); alta disponibilidade de alimento (neste caso, matéria orgânica representada pela fibra de casca de coco); e retenção de umidade (garantida pela fibra de casca de coco e pelo caulim – um tipo de argila). Portanto, o solo artificial, a despeito do termo, não é um solo “real” do ponto de vista pedológico, mas sim apenas um substrato que garante a validação do ensaio ao término dos experimentos.

O teste foi considerado válido quando a mortalidade em Solo Artificial puro e também em solos naturais puros (Latossolo e Espodossolo) não excedeu 10% (ISO, 2012). O fator de bioconcentração (FBC) foi utilizado para estudar a biodisponibilidade de metais nos solos naturais (Latossolo e Espodossolo) tratados com diferentes doses de sedimentos dragados (arenosos e lamosos). O FBC consiste em uma razão entre a concentração total de metais no tecido das minhocas e o teor total de metais no solo (neste caso, misturas dos solos com sedimentos), e é um índice amplamente utilizado para o estudo da biodisponibilidade de metais em solos para minhocas (RICHARDSON *et al.*, 2020; HUANG *et al.*, 2021; YUVARAJ *et al.*, 2021; NFOR *et al.*, 2022).

Figura 29 - Aspecto do bioensaio agudo com minhocas (*Eisenia andrei*) em bancada.



Experimentos preliminares utilizando solos artificiais tratados com sedimento dragados foram inicialmente executados com o intuito de estabelecer estratégias de dose de sedimentos a serem aplicadas em solos reais (Latossolo e Espodosolo), evitando desperdício de solos e de organismos. Para estes ensaios preliminares, foram aplicadas doses entre 0 (solo artificial puro) e 15%. Este gradiente de dose foi definido com base em trabalhos prévios (Cesar *et al.* 2014; Monte *et al.* 2018; Vezzone *et al.* 2018) que avaliaram a ecotoxicidade aguda de sedimentos dragados para *Eisenia andrei*.

#### 4.5.2 Bioensaios de fuga com minhocas (*Eisenia andrei*)

O bioensaio de fuga tem duração de 2 dias (ISO, 2008) e foi conduzido com 3 réplicas para cada dose (ou mistura-teste) utilizada. Levando em consideração o tempo de exposição deste teste ecotoxicológico, vale mencionar que tal bioensaio trata-se, portanto, de uma exposição aguda. O teste foi realizado em recipientes plásticos (com 20cm de comprimento, 12cm de altura, e 5cm de largura) divididos em duas seções de mesma área e volume, conforme as orientações da ISO (2008) (Figura 30 – A). Este ensaio tem como objetivo avaliar o evitamento dos organismos às misturas potencialmente contaminadas. Para tanto, uma seção é preenchida com solo puro (não contaminado), enquanto a outra é completada com uma mistura de solo:sedimento – separadas por uma divisória (Figura 30 – A).

O bioensaio foi realizado com dez organismos adultos (identificados da mesma forma apresentada no tópico anterior) que foram introduzidos na interface entre os solos (Figura 30 – B). Durante as 48 horas de exposição, os recipientes foram

mantidos sob ciclos de 16 horas de luz e 8 horas de escuridão, como também em temperatura controlada ( $20 \pm 2$  °C) (Figura 31). Ao final do teste o número de organismos em cada uma das seções foi contabilizado. Quando 80% dos organismos foram encontrados na seção controle (com o solo não contaminado), considerou-se que o solo-teste apresentou “função de habitat limitada” (ISO, 2008).

Figura 30 - Montagem do bioensaio de fuga com minhocas: recipiente-teste plástico com o divisor de seções (A); minhocas recém inoculadas na interface dos solos (B).

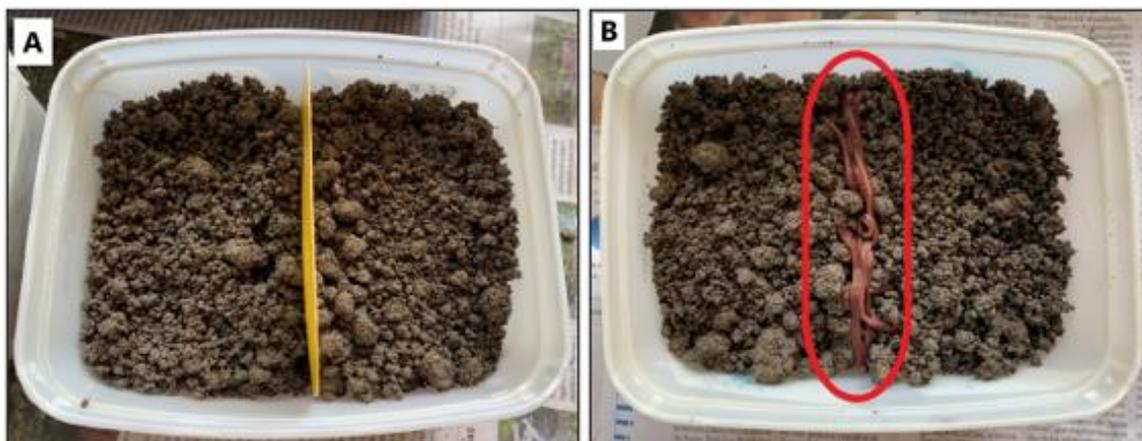


Figura 31 - Visão geral do teste de fuga com minhocas.



As doses de sedimento dragado utilizadas nos bioensaios de fuga foram baseadas nos resultados dos testes agudos. Dessa forma, foram testadas somente dosagens que causaram efeito letal significativo sob exposição aguda. Devido à indisponibilidade de material, infelizmente, estes testes foram somente realizados com Solo Artificial e Espodossolo.

## 4.6 Análise estatística

Para estimar a dose de sedimento (expressa em % de sedimento adicionada ao solo) capaz de provocar a morte e fuga de 50% dos organismos expostos (CL50 e CE50, respectivamente), foi realizada a análise de PriProbit (SAKUMA, 1998). No caso dos bioensaios agudos, o número de organismos sobreviventes foi usado para estimar a CL50. Além disso, o teste de Kruskal Wallis, foi utilizado para verificar diferenças significativas entre a mortalidade de minhocas e/ou alterações de biomassa encontradas nas misturas de solo:sedimento e as encontradas nos solos puros (sem adição de sedimentos).

Já para o bioensaio de fuga, a estimativa da CE50 foi realizada com base no número de organismos-teste em cada uma das seções. Neste ensaio, a significância das diferenças entre o número de organismos encontrados na seção de teste (seção preenchida com solo misturado com sedimento) com o número de organismos na seção controle (não contaminado) foi avaliada pelo teste exato de Fisher ( $p \leq 0,05$ ; NATAL-DA-LUZ *et al.*, 2009). Os valores de CL50 e CE50 foram expressos em porcentagem de sedimento adicionado ao solo.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Caracterização física e química dos materiais

A Tabela 4 apresenta as propriedades físicas e químicas das amostras de solos e dos sedimentos dragados. A amostra de Latossolo é predominantemente argilosa, ácida ( $\text{pH} = 4,7$ ), possui alta CRA (63,7%), porém apresentou baixas concentrações de salinidade (0,11 g/kg) (Tabela 4). Diante disso, é preciso destacar que os Latossolos são típicos de ambientes altamente intemperizados e lixiviados (SANTOS *et al.* 2018) e, como resultado, esta classe de solo apresenta, geralmente, textura argilosa, pH ácido, bem como baixas concentrações de nutrientes e sais (SANTOS *et al.* 2018, VEZZONE *et al.* 2020). Ainda, haja vista sua textura fina, esta classe pedológica geralmente apresenta alta CRA – associada principalmente à abundância de argilominerais de baixa atividade. De fato, Cesar *et al.* (2014), ao trabalharem com uma amostra de Latossolo (coletada no afloramento utilizado neste trabalho),

mostraram que sua mineralogia é composta predominantemente por caulinita, cuja ocorrência é comum em solos fortemente intemperizados (LEPSCH, 2011).

Já a amostra de Espodosolo apresentou altos teores de areia (98%) e, como esperado, pH menos ácido (pH = 5,6) em relação ao Latossolo, além de exibir valor de CRA praticamente duas vezes menor que a amostra de Latossolo (30,4%). Além disso, esta amostra apresentou baixas concentrações totais de P (Tabela 4). Nesse sentido, é importante salientar que os Espodosolos são solos jovens, comumente formados a partir de depósitos flúvio-marinhos em planícies costeiras quaternárias no Brasil (SANTOS *et al.* 2018, SANTOS *et al.* 2022) e, por estas razões, a amostra utilizada neste estudo é altamente arenosa (98%). Além disso, sua mineralogia é composta principalmente por quartzo (LEPSCH, 2011) e, nesse sentido, a densidade das partículas encontrada nesta amostra (2,54 g/cm<sup>3</sup>) é relativamente semelhante à densidade do mineral quartzo (2,6 g/cm<sup>3</sup>) (LEPSCH, 2011). Devido à textura arenosa e à abundância de quartzo, o Espodosolo apresentou teores de CRA inferiores aos encontrados no Latossolo (Tabela 4). Embora ambos os solos não sejam reconhecidamente muito salinos (LEPSCH, 2011), a salinidade no Espodosolo foi ligeiramente maior em comparação com o Latossolo (Tabela 4).

Em relação às amostras de sedimento, a determinação granulométrica revelou a predominância da fração arenosa (73,9%), seguida da fração silte (18,8%) e argila (7,3%) para o sedimento arenoso – conforme esperado (Tabela 4). Já para a amostra lamosa, os maiores teores foram de silte (77,9%), seguidos de argila (11,9%) e areia (10,2%). No que diz respeito aos valores de pH, ambas as amostras de sedimentos dragados apresentaram valores ácidos e semelhantes entre si (em torno de 4,5), típicos de área afetadas pela eutrofização (enriquecidas de ácidos orgânicos e sulfetos que, quando oxidados, geram soluções ácidas – HAYNES *et al.* 2022). JOHNSON *et al.* (2022), de fato, relatam a geração de drenagem ácida a partir da deposição terrestre de sedimentos de dragagem, bem como mencionam a abundância de minerais sulfatados no solo como uma resultante deste processo. A abundância de sulfetos nos sedimentos decorre, a grosso modo, das condições anaeróbicas encontradas no fundo lagunar eutrofizado (PELLERIN *et al.*, 2018).

Em relação aos teores de P (indicador de matéria orgânica), o sedimento lamoso apresentou teores cerca de duas vezes maiores (1513 mg/kg) em comparação com o sedimento arenoso (647 mg/kg – Tabela 4). Ainda, tanto os dragados arenosos quanto os lamosos apresentaram altos níveis de salinidade (10,57 g/kg e 57,34 g/kg,

respectivamente – Tabela 4) em função, provavelmente, das contribuições marinhas na Lagoa da Tijuca. Porém, devido à textura fina e, conseqüentemente, ao aumento da superfície específica de contato, o sedimento lamoso apresentou concentrações muito maiores de P e maiores níveis de salinidade em relação ao sedimento arenoso.

Tabela 4 - Aspectos físicos e químicos das amostras de sedimentos dragados e solos (Latossolo e Espodossolo) utilizados nos bioensaios. P = fósforo total.

<b>Parâmetros</b>	<b>Latossolo</b>	<b>Espodossolo</b>	<b>Sedimento arenoso</b>	<b>Sedimento lamoso</b>
Textura (%)	Areia	36	98,2	10,2
	Silte	6	0,7	77,9
	Argila	58	1,1	11,9
Densidade das partículas (g/cm <sup>3</sup> )	2,62	2,54	2,45	2,27
Capacidade de Retenção de Água (%)	63,7	30,4	-	-
pH	4,7	5,6	4,4	4,5
P (mg/kg)	-	30,4	647	1513
Condutividade elétrica (µS/cm)	166	240	16520	89600
Salinidade (g/kg)	0,11	0,15	10,57	57,34

Algumas características físicas e químicas dos solos acrescidos com diferentes doses de sedimentos dragados (isto é, misturas de solo:sedimento) estão demonstradas na Tabela 5. A adição de sedimento arenoso no Solo Artificial e Latossolo provocou uma ligeira redução dos níveis de CRA, mas não causou alterações expressivas na CRA das misturas com Espodossolo (Tabela 5). Especificamente em relação ao Espodossolo, é preciso destacar que as misturas de sedimento arenoso com esta classe pedológica não afetaram muito os valores de CRA, uma vez que tanto o solo quanto o sedimento são extremamente arenosos (98,2% e 73,9%, respectivamente).

No entanto, em contraste com o sedimento arenoso, a aplicação do sedimento lamoso induziu um ligeiro aumento dos níveis de CRA nas misturas com Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo (Tabela 5). Tal resultado pode ser explicado em função da

elevada superfície específica de contato dos sedimentos lamosos e também altos teores de fósforo (indicador de matéria orgânica em estudos ambientais), que tendem a incrementar a CRA dos materiais (LIBOHOVA *et al.*, 2018; OBOUR *et al.*, 2018). Ademais, é importante salientar que a absorção potencial de água em solos acrescidos com sedimentos dragados é um fator-chave para prevenir processos de erosão do solo e para avaliar a viabilidade da ocorrência da biota edáfica nesses solos tecnogênicos (VEZZONE *et al.* 2020).

Por fim, ambos os sedimentos dragados (arenoso e lamoso) exibem teores mais elevados de nutrientes e sais em comparação com os solos naturais puros. Sendo assim, a aplicação dos sedimentos provocou um aumento nas concentrações de fósforo (P) nas misturas com Latossolo e Espodossolo, bem como seus valores de salinidade. Entretanto, é possível perceber que as doses mais baixas do sedimento lamoso foram capazes de induzir teores de nutrientes e salinidade semelhantes às doses mais altas usadas com o sedimento arenoso (Tabela 5). Por fim, os valores de pH nas misturas-teste (isto é, doses) não variaram muito em comparação com o solo puro (sem adição de sedimentos).

Tabela 5 - Aspectos físicos e químicos das amostras de solo (Solo Artificial, Latossolo e Espodosolo) acrescidas com diferentes doses de sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). Dose 0% = solo puro (sem adição de sedimentos). CRA = capacidade de retenção de água. P = fósforo total.

Parâmetros	Doses em Solo Artificial (%)					Doses em Latossolo (%)						Doses em Espodosolo (%)						
	0	6	9	12	15	0	6	9	12	18	24	0	3	6	8	10	12	
<b>Sedimento arenoso</b>	CRA (%)	60,7	59,2	58,3	60,4	54,1	63,7	58,7	58,8	57,0	60,2	59,5	30,4	30,0	29,5	32,0	32,1	30,6
	pH	6,5	6,53	6,51	6,33	6,17	4,6	4,6	4,6	4,4	4,3	4,6	5,8	5,7	5,5	6,2	6,3	6,2
	P (mg/kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30,4	48,9	67,4	79,7	92,1	104,4
	Salinidade (g/kg)	0,11	0,74	1,05	1,36	1,68	0,11	0,74	1,05	1,36	1,99	2,62	0,15	0,72	1,29	1,87	2,44	3,58
<b>Sedimento lamoso</b>		0	1	2	4	6	0	2	4	5	6	-	0	1	2	3	4	6
	CRA (%)	60,7	69,6	67,5	73,2	69,9	63,7	59,7	62,7	65,4	62,1	-	30,4	30,5	32,2	32,8	31,0	32,4
	pH	6,5	6,7	6,6	6,4	5,9	4,6	4,5	4,4	4,3	4,1	-	5,8	6,4	5,9	5,5	6,1	4,7
	P (mg/kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30,4	45,2	60,1	74,9	89,7	119,4
Salinidade (g/kg)	0,11	0,68	1,25	2,40	3,54	0,11	1,25	2,40	2,97	3,54	0,11	0,15	0,15	0,16	0,16	0,17	0,18	

## 5.2 Determinação de metais

### 5.2.1 Avaliação da intensidade da contaminação por metais

As concentrações totais de metais nos sedimentos dragados oriundos dos setores arenoso e lamoso, bem como os teores estimados nos solos tratados com esses sedimentos estão mostradas na Tabela 6. Os teores de metais nos sedimentos puros e nas misturas-teste (isto é, doses) não excederam os limites definidos pela Resolução 420 do CONAMA (2009), para disposição terrestre de sedimentos dragados. No entanto, vale ressaltar que os valores para qualidade de solos estipulados pela Resolução supracitada foram copiados da legislação holandesa. Sendo assim, tais valores não refletem, necessariamente, padrões adequados de qualidade para solos brasileiros – tornando extremamente importante a execução de estudos ecotoxicológicos. Já em relação à Resolução 454 do CONAMA (2012) – que estabelece os valores de referência para os sedimentos a serem dragados em águas sob jurisdição nacional, os teores de zinco (Zn), cobre (Cu), níquel (Ni) e mercúrio (Hg) no sedimento lamoso puro ultrapassaram os limites estabelecidos para o “nível 1” (isto é, baixa probabilidade de ocorrência de efeitos adversos à biota aquática). Ainda em comparação com a Resolução 454 do CONAMA (2012), nenhum metal nos sedimentos puros atingiu o Nível 2, bem como nenhuma das misturas-teste excedeu os limites definidos pela Resolução mencionada (Tabela 6).

No que se refere aos sedimentos puros, as concentrações de Cd foram inferiores aos limites de detecção do método analítico para ambos os sedimentos. Ainda, constatou-se que os teores de metais foram maiores no sedimento lamoso do que no arenoso (Tabela 6). Nesse contexto, as concentrações de Zn, Cu, Pb, Ni, As, Hg e Na no sedimento lamoso puro foram 2,8; 2,5; 2,2; 1,5; 1,5; 3,1 e 3,2 vezes maiores do que as encontradas no sedimento arenoso puro, respectivamente. Além disso, a concentração de Cr foi inferior ao limite de detecção (< 0,2 mg/kg) no sedimento arenoso, mas sua concentração foi consideravelmente maior no sedimento lamoso (45,7 mg/kg) (Tabela 6). Tais concentrações mais elevadas no sedimento lamoso provavelmente estão associadas à baixa hidrodinâmica deste setor da lagoa (Figura 16). Dessa forma, é gerado uma maior deposição de grãos mais finos (de maior superfície específica de contato) e, portanto, com maior potencial de adsorção de metais (MONTE *et al.*, 2018; VEZZONE *et al.*, 2020; TEIXEIRA *et al.*, 2023). Além

disso, é importante destacar que os metais têm grande afinidade geoquímica com a matéria orgânica (LOSOTA *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2020) e, nesse sentido, o sedimento lamoso é mais enriquecido em fósforo (um indicador de matéria orgânica) em comparação com o arenoso (Tabela 4), resultando, portanto, em maiores teores de metais.

Em termos de concentrações absoluta de metais em ambos os sedimentos, as maiores encontradas foram para Zn e Cu, seguido de Cr (no sedimento lamoso) e Pb (no sedimento arenoso) (Tabela 6). Em relação aos solos puros (isto é, doses 0%), os metais que apresentaram teores abaixo do limite de detecção (nas três classes utilizadas) foram: chumbo (Pb), cádmio (Cd) e cromo (Cr). No entanto, para além destes elementos, o Solo Artificial puro também apresentou concentrações abaixo do limite de detecção para arsênio (As) e mercúrio (Hg). O Latossolo puro também exibiu concentração de As inferior ao limite de detecção. Nesse sentido, vale destacar que no âmbito das comparações das concentrações de metais com a Resolução 420 do CONAMA (2009), as amostras de Latossolo e Espodossolo foram consideradas “não contaminadas” – tendo em vista que os teores de todos os elementos analisados ficaram abaixo dos valores de prevenção (Tabela 6).

No que diz respeito às misturas-teste, as concentrações de Cr e Cd foram menores do que seus respectivos limites de detecção para todos os solos misturados com os dois sedimentos. Ainda, é possível notar que a adição de ambos os sedimentos nos diferentes solos foi capaz de aumentar as concentrações de metais (Tabela 6). Entretanto, salienta-se que as doses mais baixas do sedimento lamoso foram capazes de gerar concentrações de metais semelhantes às doses mais altas utilizadas com o sedimento arenoso.

Tabela 6 - Concentrações de metais (em mg/kg) em Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo tratados com diferentes doses de sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). Dose 0% = solo puro (solo sem adição de sedimentos). Os limites estabelecidos pelo CONAMA 420/2009 (limite de prevenção) para disposição de sedimentos dragados em solos são: Zn = 300 mg/kg; Cu = 60 mg/kg; Pb = 72 mg/kg; Ni = 30 mg/kg; Cd = 1,3 mg/kg; As = 15 mg/kg; Cr = 75 mg/kg; Hg = 0,5 mg/kg. Os limites estabelecidos pelo CONAMA 454/2012 (nível 1 e nível 2, respectivamente) para referência de sedimentos a serem dragados são: Zn = 150 e 410 mg/kg; Cu = 34 e 270 mg/kg; Pb = 46,7 e 218 mg/kg; Ni = 20,6 e 51,6 mg/kg; Cd = 1,2 e 7,2 mg/kg; As = 19 e 70 mg/kg; Cr = 81 e 370 mg/kg; Hg = 0,3 e 1,0 mg/kg.

Metals	Doses em Solo Artificial (%)					Doses em Latossolo (%)						Doses em Espodossolo (%)						Sedimento puro (100%)	
	0	6	9	12	15	0	6	9	12	18	24	0	3	6	8	10	12		
<b>Sedimento arenoso</b>	Zn	41,2	42,8	43,6	44,5	45,3	81,0	80,2	79,9	79,5	78,7	78,0	0,8	2,8	4,9	6,2	7,6	8,9	68,4
	Cu	4,8	5,8	6,2	6,7	7,2	8,0	8,8	9,2	9,5	10,3	11,1	0,2	0,8	1,4	1,9	2,3	2,7	20,9
	Pb	< 0,2	0,3	0,3	0,4	0,4	< 2,0	2,8	3,2	3,6	4,4	5,2	< 2,0	2,4	2,8	3,1	3,3	3,6	15,3
	Ni	2,8	3,6	4,0	4,4	4,8	0,8	1,8	2,2	2,7	3,6	4,6	0,6	1,1	1,5	1,8	2,2	2,5	16,4
	Cd	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	As	< 0,2	0,3	0,3	0,4	0,4	2,5	2,5	2,5	2,4	2,4	2,3	< 0,2	< 0,2	0,3	0,3	0,4	0,4	1,8
	Cr	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
	Hg	< 0,005	0,012	0,015	0,018	0,022	0,097	0,098	0,099	0,099	0,100	0,101	0,017	0,020	0,023	0,025	0,027	0,029	0,115
	Na	-	-	-	-	-	56,0	634,7	924,1	1214	1792	2370,8	62,0	351	640	833	1026	1219	9701,0
<b>Sedimento lamoso</b>	Zn	41,2	42,7	44,2	47,2	50,2	81,0	83,2	85,4	86,6	87,7	-	0,8	2,7	4,6	6,5	8,4	12,3	192,0
	Cu	4,8	5,3	5,7	6,7	7,6	8,0	8,9	9,8	10,2	10,6	-	0,2	0,7	1,2	1,8	2,3	3,3	52,1
	Pb	< 0,2	0,2	0,3	0,3	0,4	< 2,0	2,6	3,2	3,6	3,9	-	< 2,0	2,3	2,6	2,9	3,2	3,9	33,1
	Ni	2,8	10,3	10,6	11,0	11,5	0,8	1,3	1,8	2,0	2,3	-	0,6	0,8	1,1	1,3	1,6	2,1	25,3
	Cd	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	-	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	As	< 0,2	3,0	3,3	3,7	4,2	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	-	< 0,2	< 0,2	0,3	0,3	0,3	0,4	2,7
	Cr	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	-	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	45,7
	Hg	< 0,005	0,009	0,012	0,019	0,026	0,097	0,102	0,108	0,110	0,113	-	0,017	0,020	0,024	0,027	0,031	0,038	0,360
	Na	-	-	-	-	-	56,0	683,9	1312	1626	1940	-	62,0	375,9	689,8	1004	1318	1945,5	31453,0

Na Tabela 7, estão apresentadas as classes do Índice de Geoacumulação (IGEO) de metais obtidos para os dragados arenoso e lamoso da Lagoa da Tijuca. No sedimento arenoso, o IGEO indicou Classe 0 (“sem contaminação”) para todos os metais, exceto para Hg e Na que foram classificados como Classe 1 (“contaminação baixa a média”). Já para o sedimento lamoso, o IGEO revelou Classe 0 (“praticamente não poluído”) para Ni, Cd e As. Porém, os metais Zn, Cu, Pb e Cr apresentaram valores que permitiram classificá-los na Classe 1 (“pouco a moderadamente poluído”). Por fim, os maiores níveis foram para Na, classificado em Classe 2 (“moderadamente poluído”) e Hg – identificado como Classe 3 (“moderadamente a fortemente poluído”). É preciso destacar que os IGEOs no sedimento lamoso tendem a ser maiores em comparação ao sedimento arenoso, em concordância com as concentrações totais de metais quantificadas nestas amostras. Nesse sentido, vale ressaltar que as menores concentrações no sedimento arenoso se devem ao fato de ser uma amostra composta essencialmente por grãos grosseiros (localizados próximos à conexão da Lagoa da Tijuca com o mar), com menor teor de matéria orgânica (indicada, neste trabalho – de caráter ambiental, a partir da quantificação do fósforo) e, conseqüentemente, menores teores de metais.

Conforme destacado, de acordo com os resultados do IGEO, é possível perceber que os metais Zn, Cu, Pb e Cr (apenas para o sedimento lamoso), juntamente com Hg e Na (em ambos os sedimentos) apresentaram níveis maiores de poluição e/ou de anomalia geoquímica. A esse respeito, vale ressaltar que a contaminação de Zn e Cu pode estar atrelada, provavelmente, aos lançamentos de rejeitos de esgoto doméstico sem o devido tratamento – tendo em vista o reconhecido problema de saneamento básico no entorno da Lagoa da Tijuca (TEIXEIRA *et al.*, 2023; HAUSER-DAVIS *et al.*, 2015; MACENA *et al.*, 2020). Diante do exposto e no âmbito da poluição por Zn e Cu, a literatura indica que estes metais são considerados micronutrientes essenciais e desempenham papel fundamental no metabolismo de diversos organismos, inclusive de humanos (CESAR *et al.*, 2011; LUKKARI *et al.*, 2005). Dessa forma, por se tratarem de micronutrientes essenciais, é pertinente supor que, quando estão em excesso no organismo humano, são eliminados via fezes e urina (CESAR *et al.*, 2012) – embora a ocorrência simultânea de outras fontes (incluindo deposição de lixo e *runoff* urbano) não possa ser descartada.

A poluição por Pb, possivelmente, está relacionada à degradação de antigas redes de esgoto doméstico ou descarte de efluentes industriais em rios contaminados

da Região Hidrográfica de Jacarepaguá (SCHLEE *et al.*, 2018; TEIXEIRA, 2022). Já no caso do Cr, a fonte de poluição deste metal nos sedimentos da Lagoa da Tijuca pode estar associada ao desgaste de tintas dos cascos de embarcações (LICCO, 2008), haja vista a presença de barcos de pequeno porte que circulam pela lagoa. A anomalia geoquímica verificada para sódio (Na – Classe 1 e 2) provavelmente está vinculada aos sais marinhos, em função das trocas de águas da Lagoa da Tijuca com o mar (através do Canal da Joatinga – Figura 4), que são favorecidas durante as marés altas. Por fim, a poluição de maior magnitude para Hg (Classe 3), possivelmente está vinculada ao escoamento superficial urbano, descarte inadequado de lâmpadas fluorescentes e termômetros, bem como ao despejo de esgoto oriundo de consultórios dentários – comuns no entorno da Lagoa da Tijuca (LOUREIRO *et al.*, 2012; HOBOMH *et al.*, 2017; KHWAJA; ABBASI, 2014). Vale lembrar que este metal é uma substância não-essencial e capaz de bioacumular e biomagnificar na cadeia trófica (XU *et al.*, 2018).

Tabela 7 - Classes do Índice de Geoacumulação (IGEO) para cada sedimento (arenoso e lamoso) oriundos da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro (RJ).

Metal	Sedimento arenoso	Sedimento lamoso
	Classe do IGEO	Classe do IGEO
Zn	0	1
Cu	0	1
Pb	0	1
Ni	0	0
Cd	0	0
As	0	0
Cr	0	1
Hg	1	3
Na	1	2

Nota: 0 = sem contaminação; 1 = pouco a moderadamente poluído; 2 = moderadamente poluído; e 3 = moderadamente a fortemente poluído. Fonte: MÜLLER (1979).

### 5.3 Avaliação do potencial tóxico das misturas de solos com sedimentos

#### 5.3.1 Bioensaios agudos com *Eisenia andrei*

Nesta seção, serão apresentados os resultados referentes aos bioensaios agudos utilizando os dragados arenoso e lamoso. Os Fatores de Bioconcentração (FBC) de metais em minhocas serão apresentados em subtópicos referentes aos seus respectivos ensaios.

##### 5.3.1.1 Bioensaios agudos com *Eisenia andrei* utilizando o sedimento arenoso

Os resultados relativos aos bioensaios agudos com *E. andrei* (efeitos letais e de variação de biomassa dos organismos) utilizando o dragado arenoso estão apresentados na Figura 32. Em relação aos ensaios, é importante destacar que a validade dos testes foi atestada, uma vez que não houve mortalidade observada nas réplicas com Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo puros (isto é, doses 0%) (ISO, 2012). Os dados indicam que doses  $\geq 9$ , 18 e 10% em Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo, respectivamente, foram capazes de causar letalidade significativa aos organismos expostos, enquanto que as doses de 15, 18 e 12% provocaram a morte de todos os indivíduos (Figura 32).

O valor de CL50 estimado para o Espodossolo foi o menor (CL50 = 10,38%; intervalo de 95% de confiança = 10,09 e 10,68%) dentre os três tipos de solos, seguido do Solo Artificial (CL50 = 10,94%; intervalo de 95% de confiança = 10,18 – 11,75%) e Latossolo (CL50 = 14,36%; intervalo de 95% de confiança = 13,86 – 14,88%). Um aspecto importante a ser destacado é o fato do valor da CL50 encontrado para o Espodossolo ser muito próximo ao valor estimado para o Solo Artificial, indicando níveis de ecotoxicidade semelhantes. Por outro lado, o valor de CL50 encontrado para o Latossolo foi maior quando comparado às outras classes – sugerindo menor toxicidade do sedimento arenoso quando misturado com esta classe pedológica.

A diferença das toxicidades agudas detectadas para os distintos solos utilizados pode ser explicada em função das propriedades físicas e químicas destes materiais (Tabela 4). Diante disso, vale ressaltar que a literatura indica que os contaminantes, de maneira geral, tendem a ser mais geoquimicamente móveis e mais biodisponíveis (para a solução do solo) em solos arenosos quando comparados aos

argilosos (BANDEIRA *et al.* 2019; HUANG *et al.* 2020) – possibilitando assim uma absorção mais efetiva de contaminantes pelas minhocas (sobretudo, via epiderme). Este comportamento pode ser justificado pelo fato de as partículas grosseiras apresentarem uma baixa superfície específica de contato e, com isso, não reterem altos teores de matéria orgânica – que tem potencial de complexação de contaminantes, reduzindo a biodisponibilidade de agentes tóxicos (BOTERO *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2011). Além disso, é importante também destacar que partículas com elevada superfície específica de contato (neste caso, silte e argila), possuem um elevado potencial de atenuação da concentração de contaminantes para a solução do solo (por meio de mecanismos de adsorção – KONG *et al.*, 2012).

A concentração de agentes tóxicos na solução do solo (na forma de íon) é elemento-chave na interpretação de dados de letalidade de minhocas em ecotoxicologia, visto que a absorção de metais e sais por esses organismos é, via de regra, predominantemente via absorção dermal. Vijver *et al.* (2023) propuseram um método para distinguir a absorção dermal e intestinal de metais em minhocas, e revelaram que, de fato, a absorção dermal é mais relevante se comparada à ingestão de solo. Esta constatação sugere que suportes geoquímicos capazes de promover o sequestro de íons metálicos (por exemplo, argilas, matéria orgânica e óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio) são capazes de reduzir fortemente a biodisponibilidade de metais para aqueles organismos.

Tendo em vista a granulometria grosseira (98% de areia) e conseqüente baixo teor de P (30,4 mg/kg – Tabela 4) da amostra de Espodossolo, os níveis de toxicidade do dragado misturado a esta classe de solo foram os mais altos entre os solos estudados. Esta observação é reflexo direto, portanto, da ausência/escassez de suportes geoquímicos efetivos em Espodossolos capaz de reduzir a biodisponibilidade de contaminantes para a solução do solo. Embora o Solo Artificial também apresente elevados teores de areia (70%), este material, por outro lado, contém alto teor de matéria orgânica (10% do pó da fibra de casca de coco), a qual pode ter tido influência no sequestro de contaminantes e, conseqüentemente, redução da toxicidade. Além disso, este alto percentual de matéria orgânica representa maior disponibilidade de alimentos para os organismos e, dessa forma, organismos melhor alimentados podem exibir maior resistência à exposição a contaminantes (CESAR *et al.* 2012).

Apesar de o horizonte B desta amostra de Latossolo apresentar baixíssimos teores de matéria orgânica (CESAR *et al.* 2012), este material possui alto percentual

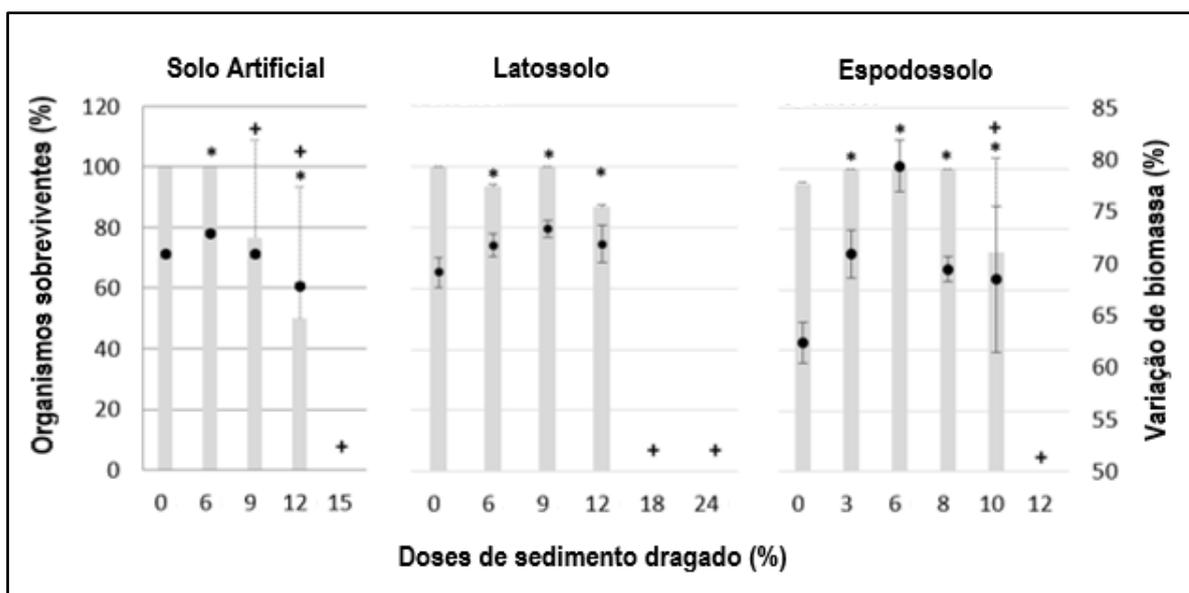
de partículas finas (argila = 58% e silte = 6%) e também conta com abundância de argilominerais do tipo 1:1 (79% de caulinita, segundo CESAR *et al.*, 2012 – que caracterizaram uma amostra do mesmo afloramento), favorecendo assim o sequestro potencial de contaminantes em função da superfície eletronegativa das argilas. Além disso, Cesar *et al.* (2012) também apontam a ocorrência de óxidos e hidróxidos de ferro na fração argila desta amostra de Latossolo, que são assembleias gerais comuns em solos tropicais (LEPSCH, 2011) e amplamente conhecidas por reduzir a mobilidade de geoquímica de íons metálicos e sua biodisponibilidade (SHI *et al.*, 2021; WANG *et al.*, 2024). Tais constatações parecem corroborar para a redução da toxicidade dos sedimentos em Latossolo, quando comparado ao Solo Artificial e ao Espodosolo.

Os dados relativos à variação de biomassa das minhocas mostraram incremento significativo para as menores doses testadas, isto é:  $\geq 6$ , 6 e 3%, em Solo Artificial, Latossolo e Espodosolo, respectivamente (Figura 32). Para doses maiores de sedimento (doses  $\geq 9$ , 12 e 8% em Solo Artificial, Latossolo e Espodosolo, respectivamente), constatou-se (em todos os solos) uma redução significativa dos níveis de biomassa (Figura 32), o que pode indicar condição de estresse. A variação da biomassa corporal das minhocas observada neste trabalho é função direta das características do sedimento dragado. Sob esse ponto de vista, é válido supor que as minhocas foram capazes de reconhecer a matéria orgânica (oriunda do sedimento arenoso da Lagoa da Tijuca) como fonte de alimento (RENAUD *et al.* 2017; VEZZONE *et al.*, 2018) – haja vista o elevado teor de P presentes nos sedimentos dragados (647 mg/kg – Tabela 4).

Outra hipótese para o incremento de biomassa que merece destaque é que a exposição potencial à desreguladores endócrinos (por exemplo, hormônios e fármacos) pode ter favorecido o aumento da biomassa destes organismos (KAVLOCK *et al.* 1996; CESAR *et al.* 2015). Neste sentido, vale destacar que a Lagoa da Tijuca recebe altas cargas de esgoto doméstico sem tratamento adequado, e que este tipo de efluente geralmente exhibe altas concentrações de hormônios, incluindo estrogênio (CIŚLAK *et al.*, 2023; SILORI *et al.*, 2023). De fato, Verdú *et al.*, (2018) relatam que as minhocas possuem receptores de estrogênio e que, dessa forma, a exposição a hormônios pode induzir anomalias no crescimento e biomassa desses organismos, além de deprimir o sistema imunológico.

Para além hipóteses supracitadas, a exposição a sais (abundantes em sedimentos estuarinos) talvez possa também elucidar o aumento da biomassa das minhocas. Nesse sentido, Monte et. al. (2018) e Vezzone et. al. (2018) indicaram que a exposição aguda de *E. andrei* a sedimentos dragados da Baía de Guanabara e Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ) (isto é, com a presença de sais) induziu acúmulo excessivo de água pelos organismos (com o intuito de manter o equilíbrio osmótico), resultando, portanto, em um falso incremento de biomassa. Bianchi (2013), ao avaliar a toxicidade crônica de rejeitos de mineração de bauxita para *E. andrei*, também sugeriu que a abundância de sais (comum nestes rejeitos) poderia causar um aumento anormal da biomassa de minhocas. Na mesma linha, Santos et al. (2021), ao estudarem a toxicidade de solos salinizados em laboratório com NaCl e sal marinho, também indicaram incremento da biomassa de *E. andrei* sob exposição aguda em dosagens subletais. Dessa forma, aparentemente, o aumento da biomassa (para as menores doses testadas – Figura 32) em todos os solos pode também estar associada a mecanismos de absorção excessiva de água pelos organismos, visando à manutenção do equilíbrio osmótico.

Figura 32 - Sobrevivência (colunas) e variação da biomassa (círculos) (média %  $\pm$  desvio padrão; n = 4) de *Eisenia andrei* expostas a misturas de Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo com sedimento dragado do setor arenoso da Lagoa da Tijuca. + = mortalidade significativamente diferente do controle ( $p \leq 0,05$ ). \* = biomassa significativamente diferente do controle ( $p \leq 0,05$ ).



#### 5.3.1.1.1 Fatores de Bioconcentração (FBC) de metais em minhocas expostas ao sedimento arenoso

As concentrações de metais nas minhocas sobreviventes do teste agudo utilizando o sedimento arenoso e seus respectivos FBCs estão apresentadas nas Tabelas 8 e 9. É importante lembrar que os dados aqui apresentados correspondem apenas aos organismos expostos aos solos naturais (isto é, Latossolo – Tabela 8 e Espodossolo – Tabela 9), tendo em vista o potencial de disposição destes sedimentos sobre o continente. Em relação especificamente aos teores de metais nos tecidos das minhocas, os dados mostram que em ambas as classes pedológicas as concentrações de Pb, Cd, Cr e Hg ficaram abaixo dos limites mínimos de detecção do método analítico para todas as doses testadas (Tabelas 8 e 9). A constatação destes resultados indica que houve uma baixa capacidade de captação destes metais pelas minhocas, que são, reconhecidamente, tóxicos para a fauna edáfica (VEZZONE, 2019; ZANG *et al.*, 2009; SIVAKUMAR e SUBBHURAAM, 2005; CESAR *et al.*, 2010).

Ainda, os teores de Ni e As em tecidos de minhocas expostas ao Latossolo foram relativamente baixos e muito similares entre si (valores próximos a 1 mg/kg) ao longo do gradiente de dose aplicado (Tabela 8). Entretanto, as concentrações desses elementos nos organismos aumentaram ligeiramente quando expostos ao Espodossolo (Tabela 9). Este fato merece destaque, tendo em vista que essas substâncias não são, via de regra, essenciais ao metabolismo de organismos edáficos e, portanto, são capazes de causar sérios danos à saúde da biota (STRAALEN *et al.*, 2005; WANG *et al.*, 2020; KAUSHIK *et al.*, 2013). Por conta disso, apesar das baixas concentrações nos organismos, estes resultados merecem destaque – uma vez que podem ter contribuído para o aumento da mortalidade das minhocas.

Já as concentrações de Zn e Cu nos tecidos das minhocas (em ambas as classes de solo) foram consideravelmente maiores do que os outros metais, e permaneceram praticamente constantes nas diferentes dosagens de sedimento, ou seja, aparentemente o incremento de dose do dragado arenoso nos solos não resultou em maior potencial de bioconcentração (Tabelas 8 e 9). Diante disso, vale ressaltar que a aparente constância nas concentrações de Zn e Cu (a despeito do incremento de dose) pode estar associada ao fato de que tais metais estavam pouco disponíveis para as minhocas. Além disso, ambos os metais são considerados essenciais ao

metabolismo das minhocas (LUKKARI *et al.*, 2005; FERREIRA e WERMELINGER, 2013), o que justifica suas elevadas concentrações absolutas em tecidos de minhocas, em relação aos demais metais. A esse respeito, a literatura indica que o Zn tem função no metabolismo, desenvolvimento, crescimento e regeneração dos tecidos destes organismos, enquanto o cobre desempenha um papel importante no transporte de substâncias nas células e nos tecidos (LUKKARI *et al.*, 2005; CESAR *et al.*, 2008). Assim, a elevada concentração aparente desses metais nos tecidos dos organismos analisados pode, talvez, ser tratada como um *background* natural desses animais e não necessariamente um incremento causado por mecanismos de incorporação (isto é, bioconcentração).

Por fim, em contraste com os demais elementos analisados, as concentrações de Na exibiram tendência de aumento nos tecidos dos organismos com o incremento de dose (sobretudo em Latossolo, Tabela 8) – indicando captação pelas minhocas. Já em Espodossolo, foi observado também elevados teores de Na nos tecidos analisados na menor dose testada (isto é, 3%) (Tabela 9), seguida de uma tendência de redução das concentrações para doses maiores de sedimento (Tabela 9). Dessa forma, tais resultados apontam para um aparente mecanismo de saturação, ou seja, em doses mais altas as minhocas parecem não absorver o sódio na mesma proporção que o elemento aumenta nas misturas do solo com o dragado. No entanto, é preciso destacar que a maneira pela qual o Na é incorporado por estes organismos (e também suas respectivas rotas metabólicas) é ainda pouco estudada, e pode estar atrelada a questões de equilíbrio osmótico (corroborando o aumento da biomassa dos organismos expostos a doses subletais de sedimento dragado).

No que se refere aos Fatores de Bioconcentração, é importante considerar os teores determinados para as misturas-teste, tendo em vista que o FBC consiste em uma razão entre a concentração de metais no tecido dos organismos e o teor de metais no solo (neste caso, misturas dos solos com sedimento). Vale lembrar que, segundo WANG *et al.* (2018), um valor de FBC acima de 1 indica que ocorreu, de fato, absorção da substância analisada – à exceção de metais essenciais, como Zn e Cu. De maneira geral, os dados indicaram que os valores de FBCs foram muito maiores no Espodossolo do que no Latossolo (Tabelas 8 e 9). Com isso, a ocorrência de altos FBCs em Espodossolo está associada, provavelmente, às concentrações muito baixas encontradas nas misturas-teste com esta classe pedológica (em contraste com

os teores obtidos para os tecidos dos organismos) – resultando no aumento dos valores de FBC.

No que diz respeito especificamente ao sódio (Na), este elemento foi, em ambos os solos, o único que apresentou valores de FBC extremamente altos, principalmente em Espodossolo (Tabelas 8 e 9). Além disso, seus respectivos FBCs tenderam a aumentar nas menores dosagens de sedimento, seguido de diminuição (nas maiores doses). Levando em consideração os resultados obtidos nos bioensaios agudos, os dados mostram que os elevados teores de Na (nos tecidos e nas misturas-teste), juntamente com os altos FBCs, aparentemente estão em concordância com o alto nível de mortalidade observado. Nesse sentido, é preciso destacar que estas constatações indicam que a salinidade pode ser, de fato, um fator preponderante na toxicidade observada nos testes ecotoxicológicos.

Tabela 8 - Concentrações de metais em minhocas sobreviventes (MN; em mg/kg), solos (SL; em mg/kg) e Fatores de Bioconcentração (FBC) após 14 dias de exposição a Latossolo acrescido com diferentes doses de sedimentos arenosos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). DI = dados indisponíveis (a concentração de metal no tecido das minhocas estava abaixo do limite de detecção). Dose 0% = solo puro (solo sem adição de sedimentos).

Metais	Doses em Latossolo (%)											
	0			6			9			12		
	MN	SL	FBC	MN	SL	FBC	MN	SL	FBC	MN	SL	FBC
Zn	96,3	81,0	1,2	95,2	80,2	1,2	89,8	79,9	1,1	90,5	79,5	1,1
Cu	10,5	8,0	1,3	8,8	8,8	1,0	8,9	9,2	1,0	9,1	9,5	1,0
Pb	<0,2	< 2,0	DI	<0,2	2,8	DI	<0,2	3,2	DI	<0,2	3,6	DI
Ni	1,3	0,8	1,6	1,4	1,8	0,8	1,2	2,2	0,5	1,7	2,7	0,6
Cd	<0,1	< 0,1	DI	<0,1	< 0,1	DI	<0,1	< 0,1	DI	<0,1	< 0,1	DI
As	1,4	2,5	0,6	1,6	2,5	0,7	1,0	2,5	0,4	1,3	2,4	0,5
Cr	<0,2	< 0,2	DI	<0,2	< 0,2	DI	<0,2	< 0,2	DI	<0,2	< 0,2	DI
Hg	<0,005	0,097	DI	<0,005	0,098	DI	<0,005	0,099	DI	<0,005	0,099	DI
Na	78,0	56,0	1,4	5596,0	634,7	8,8	6322,0	924,1	6,8	6978,0	1214,0	5,8

Tabela 9 - Concentrações de metais em minhocas sobreviventes (MN; em mg/kg), solos (SL; em mg/kg) e Fatores de Bioconcentração (FBC) após 14 dias de exposição a Espodossolo acrescido com diferentes doses de sedimentos arenosos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). DI = dados indisponíveis (a concentração de metal no tecido das minhocas estava abaixo do limite de detecção). Dose 0% = solo puro (solo sem adição de sedimentos).

Metais	Doses em Espodossolo (%)														
	0			3			6			8			10		
	MN	SL	FBC	MN	SL	FBC	MN	SL	FBC	MN	SL	FBC	MN	SL	FBC
Zn	92,6	0,8	115,8	93,3	2,8	33,0	89,4	4,9	18,4	88,3	6,2	14,2	95,4	7,6	12,6
Cu	7,9	0,2	39,5	9,7	0,8	11,8	10,8	1,4	7,5	10,0	1,9	5,4	9,3	2,3	4,1
Pb	<0,2	< 2,0	DI	<0,2	2,4	DI	<0,2	2,8	DI	<0,2	3,1	DI	<0,2	3,3	DI
Ni	1,7	0,6	2,9	1,6	1,1	1,5	2,3	1,5	1,5	16,7	1,8	9,0	2,1	2,2	1,0
Cd	<0,1	< 0,1	DI	<0,1	< 0,1	DI	<0,1	< 0,1	DI	<0,1	< 0,1	DI	<0,1	< 0,1	DI
As	<0,2	< 0,2	DI	2,4	<0,2	9,7	2,1	0,3	7,1	1,5	0,3	4,6	3,1	0,4	8,6
Cr	<0,2	< 0,2	DI	<0,2	< 0,2	DI	<0,2	< 0,2	DI	<0,2	< 0,2	DI	<0,2	< 0,2	DI
Hg	<0,005	0,017	DI	<0,005	0,020	DI	<0,005	0,023	DI	<0,005	0,025	DI	<0,005	0,027	DI
Na	87,9	62,0	1,4	13649,0	351	38,9	6896,0	640	10,8	6943,0	833	8,3	9310	1026	9,1

### 5.3.1.2 Bioensaios agudos com *Eisenia andrei* utilizando o sedimento lamoso

Os resultados referentes à determinação da ecotoxicidade aguda com *E. andrei*, utilizando o dragado lamoso, estão apresentados na Figura 33. Da mesma forma que nos ensaios anteriores, a validade dos testes foi verificada, uma vez que não houve mortalidade observada nas réplicas com Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo puros (isto é, doses 0%) (ISO, 2012). Os resultados relacionados ao sedimento oriundo do setor lamoso apontam que as doses  $\geq 4$ , 5 e 3% em Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo, nesta ordem, causaram efeitos letais significativos para os organismos (Figura 33).

Ademais, os dados revelaram que as dosagens  $\geq 6$  e 4% (para Solo Artificial e Espodossolo, respectivamente) foram letais a 100% das minhocas expostas, enquanto que para Latossolo a dose  $\geq 6\%$  foi capaz de causar a morte da quase totalidade dos organismos. Dessa forma, o valor de CL50 encontrado no Espodossolo foi o menor (CL50 = 2,85%; 2,70 – 3,01%) entre os três solos utilizados, seguido do Solo Artificial (CL50 = 3,84%; 3,45 – 4,28%) e Latossolo (CL50 = 4,58%; 4,44 – 4,72%). Sendo assim, os níveis de toxicidade no Espodossolo foram os mais elevados, seguido do Solo artificial e do Latossolo. Tal ordem de toxicidade é similar àqueles observados para os solos misturados com o sedimento arenoso, descritos no item “5.3.1.1”.

Estes resultados aparentemente estão relacionados, novamente, às propriedades físicas e químicas dos solos utilizados. O Espodossolo apresenta, reconhecidamente, baixa capacidade de troca catiônica (CTC) (LEPSCH, 2011) em função do baixíssimo teor de argilas (1% – Tabela 4). Somado a isso, a mineralogia essencialmente quartzosa (quimicamente inerte) também parece não ter contribuído para um maior sequestro geoquímico de contaminantes, conforme destacado por SANTOS et. al. (2022). Por conta disso, e associado também aos ínfimos teores de nutrientes (P = 30,4 mg/kg – Tabela 4), aparentemente, a biodisponibilidade dos contaminantes para as soluções dos solos foi mais efetiva, resultando em maior nível de ecotoxicidade aguda.

Embora o Solo Artificial também seja constituído majoritariamente por areia (70%), este solo é igualmente composto por 20% de “caulim” (isto é, caulinita, um argilomineral com alto grau de adsorção de contaminantes – WEI et al., 2014), o que possivelmente acarretou maiores taxas de sequestro geoquímico de xenobióticos.

Além disso, conforme discutido anteriormente, a presença de 10% de matéria orgânica (isto é, pó de fibra de casca de coco), parece ter contribuído para a redução da biodisponibilidade de contaminantes. Dessa forma, o Solo Artificial (em comparação com o Espodossolo) detém atributos físicos e químicos que contribuem para um maior potencial de sequestro de contaminantes, justificando, ao menos em parte, a menor toxicidade em relação ao Espodossolo.

Ainda, os resultados de mortalidade indicam, novamente, o importante papel da mineralogia da fração argila do Latossolo na redução da ecotoxicidade das misturas dos sedimentos lamosos (quando comparado aos demais solos). Estes dados, de fato, são semelhantes àqueles obtidos com o sedimento arenoso (discutidos no item 5.3.1.1) e podem ser explicados a partir da elevada capacidade de adsorção de potenciais contaminantes pelas argilas cauliníticas (KONG *et al.*, 2012; VEZZONE *et al.*, 2019). Além disso, os reconhecidos elevados teores de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio desta classe pedológica podem também ter contribuído para a redução da toxicidade frente aos outros solos, a exemplo do reportado em outros estudos (SHI *et al.* 2021).

É importante destacar um aspecto referente à letalidade dos organismos observado em ambas as classes de solos naturais (Espodossolo e Latossolo) quando misturados com o sedimento lamoso: uma queda brusca de sobrevivência entre pequenos intervalos de doses (Figura 33). Resultados similares foram observados para os solos misturados com o sedimento arenoso (descritos no item 5.3.1.1, Figura 32). Neste contexto, Monte *et. al.* (2018) também relataram resultados semelhantes ao avaliarem a toxicidade de sedimentos dragados de alta salinidade para *E. andrei* (oriundos da Baía de Guanabara – RJ) utilizando Latossolos. Na mesma linha, Santos *et. al.* (2022), ao trabalharem com Espodossolos contaminados com sais marinhos (utilizando também bioensaios agudos com *E. andrei*), identificaram igualmente a ocorrência de quedas bruscas da sobrevivência de minhocas em pequenos intervalos de aplicação de sais nesta classe pedológica.

As autoras supracitadas chamam a atenção para estes resultados, uma vez a diferença entre a dose de efeito “terapêutico” (não tóxico) e a dose tóxica (letais) às minhocas é muito pequena, o que exige um monitoramento cuidadoso e cauteloso em cenário de disposição terrestre desse dragado (SANTOS *et al.*, 2022). Nesse sentido, vale lembrar que as minhocas compõem a maior parte da fauna edáfica em

ecossistemas de solos tropicais e possuem grande relevância ecológica (FRAGOSO *et al.*, 1999).

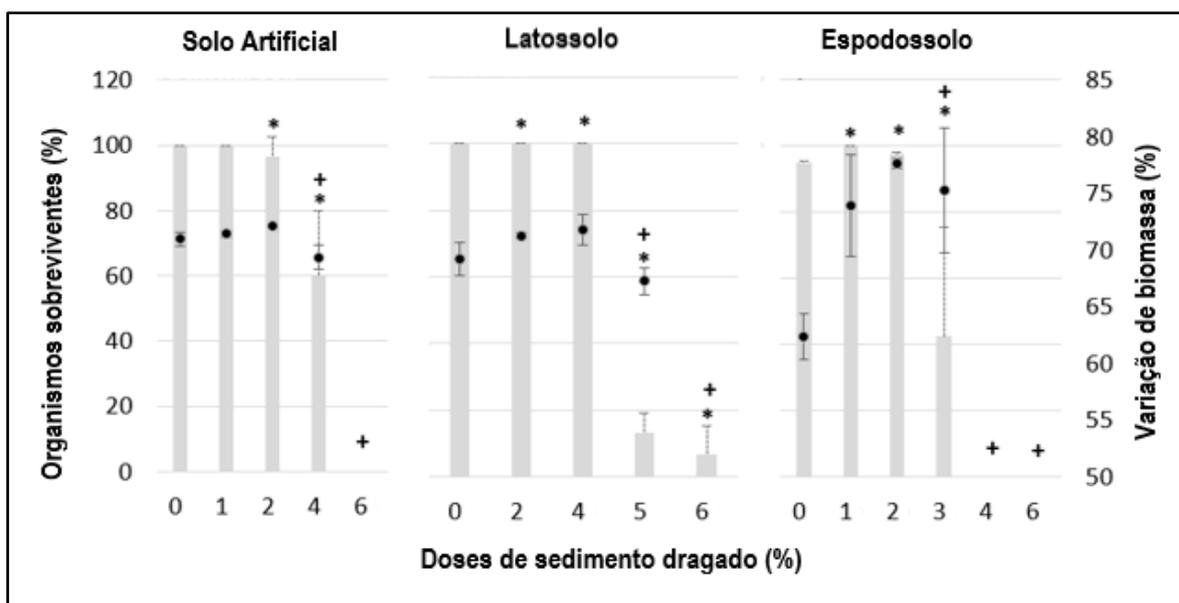
No que diz respeito aos resultados de variação de biomassa, os dados indicaram novamente, para todos os solos, uma tendência significativa de aumento da biomassa dos organismos em baixas dosagens de aplicação de sedimento (Figura 33). Neste contexto, é possível observar mudanças significativas na biomassa de minhocas nas doses  $\geq 2$ , 2 e 1%, para Solo Artificial, Latossolo e Espodossolo, respectivamente (Figura 33). Além disso, semelhante ao que foi constatado nos resultados anteriores (com o sedimento arenoso), foi identificado (em todos os solos) uma redução dos níveis de biomassa nas maiores doses testadas.

O aumento substancial de biomassa corporal das minhocas é um aspecto importante a ser ressaltado, pois pode ser considerado um indicativo de estresse por parte destes organismos. Conforme mencionado no item relativo aos bioensaios agudos com o sedimento arenoso (5.3.1.1), os efeitos tóxicos relacionados à exposição ao sal em minhocas (*Eisenia andrei*) são relativamente bem documentados na literatura (OWOJORI *et al.* 2014; BIANCHI, 2013; SANTOS *et al.* 2022), e podem induzir anomalias na biomassa e crescimento das minhocas. Outras hipóteses, como exposições a hormônios e reconhecimento da matéria orgânica do esgoto como fonte de alimento, também não podem ser descartadas, conforme mencionado no item anterior.

Por fim, a comparação dos valores de CL50 obtidos com sedimentos arenoso e lamoso sugere que os níveis de toxicidade encontrados nas misturas dos solos com o dragado lamoso são maiores (isto é, mais baixos valores de CL50). Neste contexto, vale salientar que a CL50 obtida para o sedimento lamoso em Solo Artificial (3,84%), Latossolo (4,58%) e Espodossolo (2,85%) foram praticamente três (3) vezes menores do que aquelas encontradas para o sedimento arenoso (Solo Artificial: CL50 = 10,94%; Latossolo: CL50 = 14,36% e Espodossolo: CL50 = 10,38%). Tais resultados podem ser decorrentes das maiores concentrações de metais presentes no sedimento lamoso em relação ao arenoso (Tabela 6), como consequência de sua textura fina e alto teor de nutrientes e matéria orgânica (altas concentrações de P – Tabela 4) (LOSOTA *et al.* 2020; HUANG *et al.* 2020). Ainda, vale destacar que esta constatação está em concordância com as maiores concentrações de sais encontradas no sedimento lamoso em relação ao arenoso – com valores 5 (cinco) vezes maiores no

sedimento lamoso (Tabela 4). Neste sentido, de fato o sal marinho pode ser também um importante fator de toxicidade para minhocas.

Figura 33 - Sobrevivência (colunas) e variação da biomassa (círculos) (média %  $\pm$  desvio padrão; n=4) de *Eisenia andrei* expostas a misturas de Solo Artificial, Latossolo e Espodosolo com sedimento dragado do setor lamoso da Lagoa da Tijuca. + = mortalidade significativamente diferente do controle ( $p \leq 0,05$ ). \* = biomassa significativamente diferente do controle ( $p \leq 0,05$ ).



A despeito dos teores de metais nas misturas-teste (misturas de solos com ambos os sedimentos) estarem enquadrados em níveis aceitáveis perante à lei brasileira para a disposição de dragados em solo (CONAMA 420), os resultados indicaram que os sedimentos (dos dois setores – arenoso e lamoso) apresentaram toxicidade elevada aos organismos testados. Esta constatação realça a necessidade imperativa de revisão da lei brasileira (CONAMA 420) que, além de estar baseada em materiais e organismos de clima temperado, não considera a salinidade como parâmetro para disposição de dragados em solos. Além disso, a atual legislação leva em consideração somente a exposição individual de metais e outros agentes tóxicos (isto é, valores orientadores individuais para cada elemento ou substância), sem considerar a complexa dinâmica de interação de múltiplos poluentes comumente presentes em amostras ambientais.

De fato, em cenários de exposição a múltiplos contaminantes, a individualização do agente tóxico preponderante da causa de efeitos tóxicos é

invariavelmente um desafio – sobretudo no que diz respeito à influência simultânea (efeitos sinérgicos, aditivos e antagonísticos) de diferentes agentes tóxicos sobre organismos de solo (CESAR *et al.*, 2014; YU *et al.*, 2019; JEGEDE *et al.* 2020, TENG *et al.* 2022). Neste contexto, vale lembrar que a Lagoa da Tijuca é um sistema estuarino intensamente impactado pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais (TEIXEIRA *et al.*, 2023; SANTOS *et al.*, 2022) e, por consequência, seus sedimentos exibem classes diversas de contaminantes de reconhecida toxicidade, tais como microplásticos, hidrocarbonetos de petróleo, fármacos, patógenos fecais, produtos de higiene pessoal, dentre outros (TEIXEIRA *et al.*, 2023; SANTOS *et al.*, 2022).

A realização de um inventário da toxicidade terrestre de sedimentos dragados de distintos sistemas estuarinos fluminenses, utilizando bioensaios agudos com *E. andrei* como ferramenta, pode auxiliar na identificação de ecossistemas críticos a serem priorizados em medidas de remediação. Além disso, este tipo de informação poderá subsidiar as tecnologias de remediação em conformidade com a identificação de contaminantes-chaves ocorrentes nos dragados. Por fim, a comparação dos resultados desses bioensaios agudos com dragados de diferentes localidades pode revelar também tendências temporais (variações sazonais), além de diferenças espaciais (considerando mudanças nas concentrações de poluentes nos sedimentos) – a exemplo do obtido no presente trabalho (ou seja, setores arenoso e lamoso da Lagoa da Tijuca). Tal esforço pode otimizar a compreensão das dinâmicas de contaminações difusas em ambientes estuarinos e seus de danos à biota.

#### 5.3.1.2.1 Fatores de Bioconcentração (FBC) de metais em minhocas expostas ao sedimento lamoso

As concentrações de metais nos tecidos das minhocas sobreviventes do bioensaio agudo utilizando o dragado lamoso, bem como seus FBCs, estão demonstrados nas Tabelas 10 e 11. Em relação às concentrações absolutas de metais nos tecidos das minhocas, os dados referentes às misturas com Latossolo indicaram a seguinte ordem decrescente: Na > Zn > Cu > Ni > As (Tabela 10). Os dados obtidos para as misturas com Espodossolo foram similares: Na > Zn > Cu, porém os teores de As, neste caso, foram, via de regra, superiores aos de Ni (Tabela 11). Da forma análoga aos resultados encontrados para as misturas de solos com sedimento

arenoso, os dados indicam que as concentrações de Pb, Cd, Cr e Hg nos tecidos das minhocas (em ambas as classes pedológicas) ficaram abaixo dos limites mínimos de detecção (Tabelas 10 e 11) – denotando, mais um vez, uma baixa captação potencial desses metais pelos organismos. O Na, por outro lado, seguiu o mesmo comportamento observado nos bioensaios agudos com o sedimento do setor arenoso: aumento dos teores nos tecidos dos organismos com o incremento de dose de sedimento no solo (Tabelas 10 e 11). Levando em consideração os teores obtidos nos tecidos dos organismos (para todos os elementos), o comportamento em relação ao incremento das doses utilizadas (relação dose-resposta) com o sedimento lamoso (em ambos os solos) foram muito semelhantes àqueles determinados para o sedimento arenoso.

O comportamento dos FBCs para todos os elementos, mais uma vez, foi muito semelhante àqueles determinados para o sedimento arenoso: maiores FBCs para as misturas de Espodossolo em relação as de Latossolo (Tabelas 10 e 11). Vale lembrar que, de maneira similar ao verificado anteriormente, a ocorrência de altos FBCs em Espodossolo está associada a baixas dosagens de sedimento aplicadas a esta classe pedológica (Tabelas 10 e 11). Além disso, também de maneira semelhante aos sedimentos arenosos, os dados indicam que, em ambos os solos, o Na, Zn, Cu e Ni (principalmente o Na) foram os elementos com maior potencial de bioconcentração (Tabelas 10 e 11), tendo em vista os resultados de FBC maiores que a unidade (1) (WANG *et al.*, 2018). Já para aqueles metais reconhecidamente tóxicos (isto é, Pb, Cd, Cr e Hg) não foi possível calcular os valores dos FBCs, haja vista que as concentrações destes elementos foram inferiores ao limite de detecção (Tabelas 10 e 11), conforme mencionado.

É importante chamar atenção para os dados de Na observados em ambos os sedimentos misturados com ambos os solos. Conforme mencionado na seção correspondente ao sedimento arenoso, o Na indicou valores de FBC extremamente elevados em Latossolo e Espodossolo (com FBCs  $> 8$  e  $> 38$ , respectivamente – Tabelas 8 e 9). Nos ensaios com o sedimento lamoso, o comportamento foi igualmente elevado: valores na ordem de FBC  $> 8$  (em Latossolo – Tabela 10) e  $> 18$  (em Espodossolo – Tabela 11). De maneira semelhante ao identificado anteriormente, estes altos valores (nas menores dosagens de sedimento lamoso), foram seguidos de uma redução significativa do FBC (para as maiores doses de sedimento). Esta constatação, de fato, corrobora as variações de biomassa corporal das minhocas

observadas nos ensaios agudos com ambos os sedimentos: incremento em doses mais baixas de sedimento, seguido da redução da biomassa em doses mais altas – Figuras 32 e 33. Portanto, os dados de Na encontrados aqui neste trabalho, aliados ao perfil de variação dos FBCs para os ambos os solos e sedimentos, parecem, de fato, apoiar a hipótese de que o sal marinho exerce papel de suma relevância na toxicidade encontrada nos bioensaios.

Tabela 10 - Concentrações de metais em minhocas sobreviventes (MN; em mg/kg), solos (SL; em mg/kg) e Fatores de Bioconcentração (FBC) após 14 dias de exposição a Latossolo acrescido com diferentes doses de sedimentos lamosos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). DI = dados indisponíveis (a concentração de metal no tecido das minhocas estava abaixo do limite de detecção). Dose 0% = solo puro (solo sem adição de sedimentos).

Metais	Doses em Latossolo (%)								
	0			2			4		
	MN	SL	FBC	MN	SL	FBC	MN	SL	FBC
Zn	96,3	81,0	1,2	93,5	83,2	1,1	94,4	85,4	1,1
Cu	10,5	8,0	1,3	8,3	8,9	0,9	9,3	9,8	1,0
Pb	<0,2	< 2,0	DI	<0,2	2,6	DI	<0,2	3,2	DI
Ni	1,3	0,8	1,6	1,6	1,3	1,2	1,7	1,8	0,8
Cd	<0,1	< 0,1	DI	<0,1	< 0,1	DI	<0,1	< 0,1	DI
As	1,4	2,5	0,6	1,1	2,5	0,4	1,4	2,5	0,6
Cr	<0,2	< 0,2	DI	<0,2	< 0,2	DI	<0,2	< 0,2	DI
Hg	<0,005	0,097	DI	<0,005	0,102	DI	<0,005	0,108	DI
Na	78,0	56,0	1,4	5931,0	683,9	8,7	7780,0	1312	5,9

Tabela 11 - Concentrações de metais em minhocas sobreviventes (MN; em mg/kg), solos (SL; em mg/kg) e Fatores de Bioconcentração (FBC) após 14 dias de exposição a Espodossolo acrescido com diferentes doses de sedimentos lamosos dragados da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). DI = dados indisponíveis (a concentração de metal no tecido das minhocas estava abaixo do limite de detecção). Dose 0% = solo puro (solo sem adição de sedimentos).

Metais	Doses em Espodossolo (%)											
	0			1			2			3		
	MN	SL	FBC	MN	SL	FBC	MN	SL	FBC	MN	SL	FBC
Zn	92,6	0,8	115,8	111,0	2,7	40,9	87,8	4,6	19,0	91,3	6,5	14,0
Cu	7,9	0,2	39,5	11,4	0,7	15,9	9,9	1,2	8,0	9,2	1,8	5,2
Pb	<0,2	< 2,0	DI	<0,2	2,3	DI	<0,2	2,6	DI	<0,2	2,9	DI
Ni	1,7	0,6	2,9	1,4	0,8	1,7	1,2	1,1	1,1	1,6	1,3	1,2
Cd	<0,1	< 0,1	DI	<0,1	< 0,1	DI	<0,1	< 0,1	DI	<0,1	< 0,1	DI
As	<0,2	< 0,2	DI	1,9	<0,2	8,4	1,5	0,3	6,0	1,3	0,3	4,7
Cr	<0,2	< 0,2	DI	<0,2	< 0,2	DI	<0,2	< 0,2	DI	<0,2	< 0,2	DI
Hg	<0,005	0,017	DI	<0,005	0,020	DI	<0,005	0,024	DI	<0,005	0,027	DI
Na	87,9	62,0	1,4	6954,1	375,9	18,5	7105	689,8	10,3	8534	1004	8,5

### 5.3.2 Bioensaio de fuga com *Eisenia andrei*

Nesta seção, serão apresentados os resultados referentes aos bioensaios de fuga utilizando os diferentes sedimentos estudados (arenoso e lamoso) nos subtópicos “5.3.2.1” e “5.3.2.2”, respectivamente. As doses de material dragado aplicadas aos solos foram baseadas nos resultados obtidos previamente nos bioensaios agudos, ou seja, foram selecionados gradientes de dose sub-letais em exposição aguda. É preciso destacar que estes ensaios não contemplaram a amostra de Latossolo, uma vez que não havia disponibilidade suficiente de solo para a execução dos testes.

#### 5.3.2.1 Bioensaios de fuga com *Eisenia andrei* utilizando o sedimento arenoso

As respostas de fuga determinadas em misturas de Solo Artificial e Espodossolo com os dragados arenosos estão representadas na Figura 34. A validade dos testes de fuga foi cumprida, pois (i) não foi observada mortalidade no teste de controle duplo (com Solo Artificial puro ou Espodossolo puro em ambas as seções – doses 0%); e (ii) os organismos foram igualmente distribuídos entre as seções do solo (ISO, 2008).

Os dados indicam que doses  $\geq 4$  causaram respostas significativas de fuga em Solo Artificial (Figura 34). Já para o Espodossolo, todas as dosagens testadas causaram efeitos significativos de fuga aos organismos, inclusive a menor dose testada (1%) (Figura 34). Dessa forma, o valor de CE50 de fuga estimado para o Espodossolo foi menor (CE50 = 2,91; intervalo de 95% de confiança = 2,72 - 3,13%) do que aquele encontrado para Solo Artificial (CE50 = intervalo de 95% de confiança = 3,88%; 3,71 – 4,05%). Tais resultados indicam uma maior ecotoxicidade para as misturas de Espodossolo em comparação às de Solo Artificial, conforme já apontaram os bioensaios agudos.

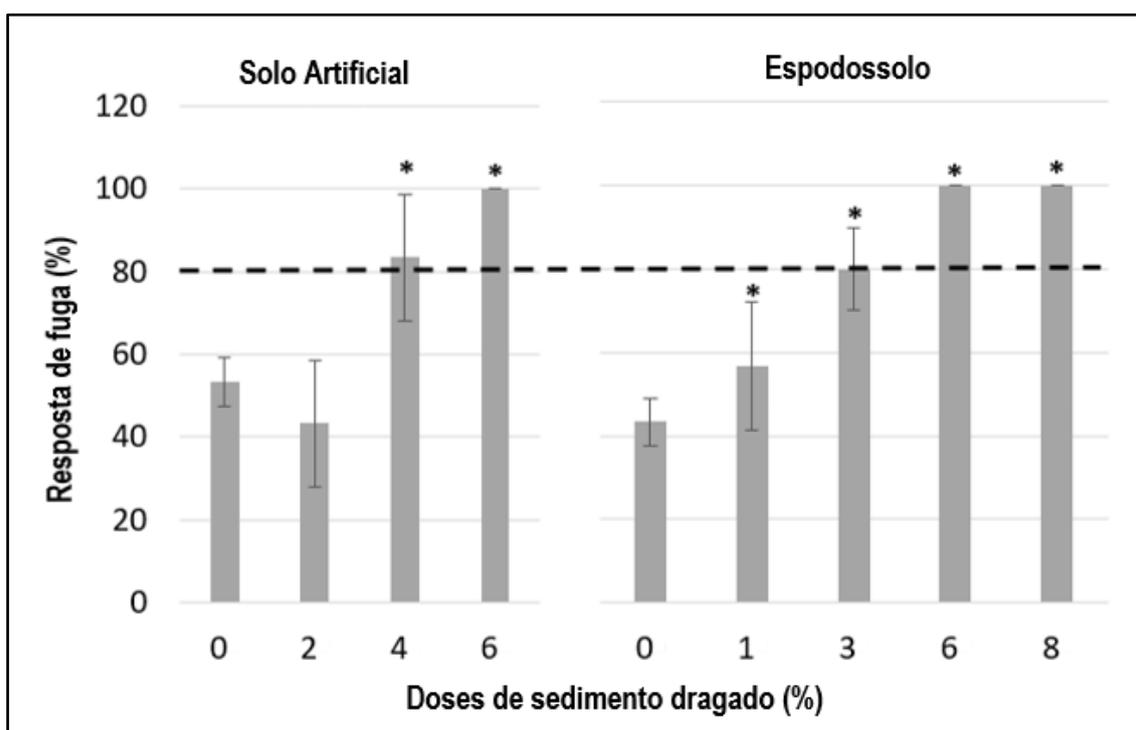
É importante salientar que respostas mais intensas de fuga encontradas para o Espodossolo podem estar atreladas, novamente, às características físicas, químicas e mineralógicas dos solos utilizados. Novamente, o alto teor de areia do Espodossolo (98%) associado, a baixos teores de matéria orgânica, aparentemente não possibilitaram a adsorção/complexação efetiva de potenciais contaminantes da solução do solo. Por outro lado, o Solo Artificial conta com teores maiores de partículas

finas (20% de caulim) em sua composição, como também alto teor de matéria orgânica (10%), resultando, portanto, em um maior potencial de sequestro de contaminantes (e menor biodisponibilidade de contaminantes para a solução do solo) – justificando, ao menos em parte, as menores respostas de fuga constatadas em Solo Artificial (Figura 34).

Além disso, é possível perceber que as dosagens  $\geq 4\%$ , em Solo Artificial, e  $\geq 3\%$ , em Espodossolo, limitaram a função de habitat do solo, visto que excederam o valor de 80% de fuga dos organismos (Figura 34). Diante disso, é necessário chamar atenção que quando o referido limite é excedido, considera-se que todos os serviços ecossistêmicos prestados pelas minhocas são comprometidos, tais como: (i) a ciclagem de nutrientes do solo; (ii) o aumento da aeração, porosidade e permeabilidade; (iii) melhorias na fertilidade; (iv) aumento da agregabilidade, induzindo a redução das taxas de erosão dos solos, entre outros (JOUQUET *et al.*, 2017; VEZZONE *et al.*, 2018).

De forma semelhante aos dados obtidos neste trabalho, Santos *et al.* (2022), ao realizarem bioensaios de fuga utilizando *E. andrei* em Solos Artificiais e Espodossolos salinizados em laboratório com água do mar, também detectaram respostas de fuga significativas e funções de habitat limitadas em doses de sais muito baixas (1 g/kg e 2 g/kg para Solo Artificial e Espodossolo, respectivamente). Esta constatação é particularmente interessante, tendo em vista os elevados teores de Na determinados nos sedimentos (Tabela 6), nas misturas de solos:sedimento (Tabela Y), bem como os altos FBCs dessa substância encontrados para as referidas misturas (Tabelas 8, 9, 10 e 11). Assim, é válido supor que os teores de sais presentes em sedimentos estuarinos podem contribuir significativamente para fortes respostas de fuga das minhocas.

Figura 34 - Respostas de fuga de *Eisenia andrei* expostas a diferentes misturas de Solo Artificial e Espodossolo com sedimento dragado do setor arenoso da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). Os valores são as porcentagens médias de fuga ( $\pm$  desvio padrão;  $n = 3$ ). \* = porcentagem significativamente maior de organismos na seção controle do que na seção teste. Nota: As porcentagens acima da linha a tracejada significam função de habitat limitada da mistura de teste (ISO, 2008).



#### 5.3.2.2 Bioensaios de fuga com *Eisenia andrei* utilizando o sedimento lamoso

As respostas de fuga encontradas em misturas de solos (Solo Artificial e Espodossolo) com dragados lamosos estão demonstradas na Figura 35. Novamente, os testes foram considerados válidos – uma vez que a distribuição dos organismos em ambas as seções das réplicas de controle duplo foi homogênea e não foi detectada mortalidade significativa de organismos ao término dos experimentos (ISO, 2008).

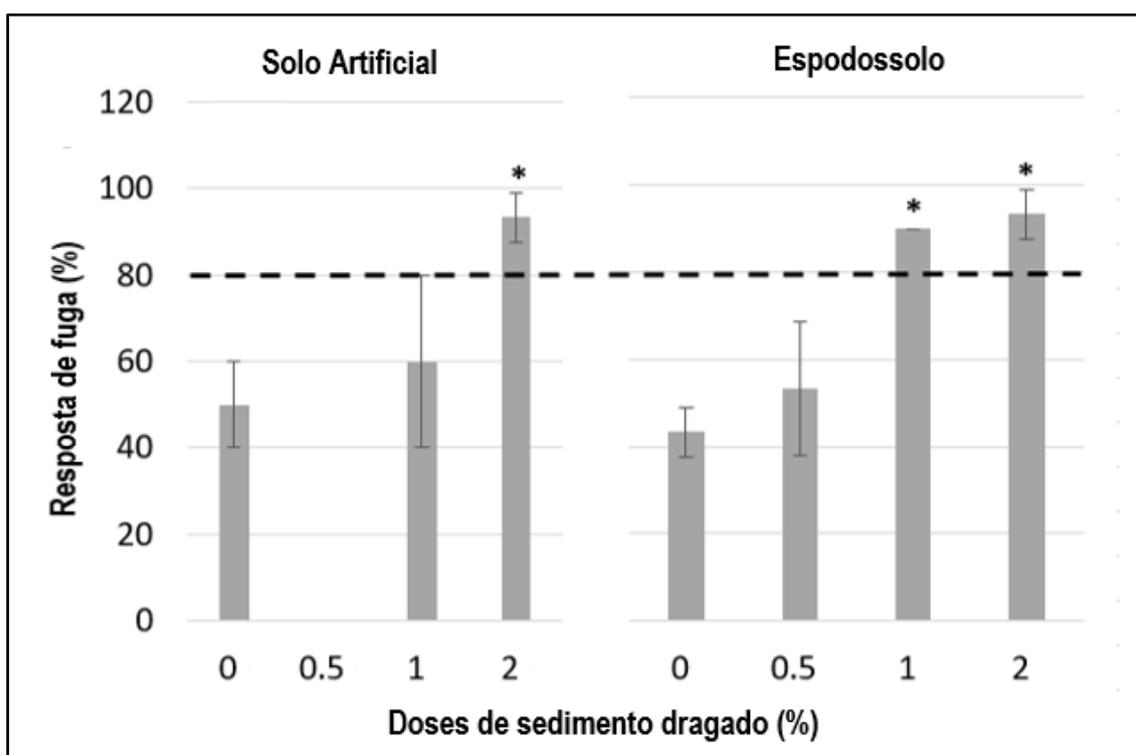
Os resultados apontam que doses  $\geq 2$  (em Solo Artificial) e 1% (em Espodossolo) foram capazes de causar respostas de fuga significativas e, ainda, limitarem a função de habitat dos solos utilizados – tendo em vista o valor de 80% de fuga dos animais (Figura 35) como referência (ISO, 2008). O valor de CE50 determinado em Espodossolo foi de 0,80% (intervalo de 95% de confiança = 0,52 - 1,01%), enquanto que para o Solo Artificial a CE50 foi estimada em 1,37% (não sendo possível, neste caso, estimar os intervalos de confiança). Dessa forma, os resultados

indicam que as respostas de fuga no Espodossolo foram maiores do que aquelas encontradas no Solo Artificial (Figura 35), na mesma linha dos resultados observados com o dragado arenoso.

Tais resultados de fuga corroboram aos demais ensaios realizados, ou seja, confirmando o papel fundamental das propriedades físicas e químicas dos solos sobre a atenuação da ecotoxicidade do material dragado, conforme exposto anteriormente. Ainda, é possível perceber que, na menor dose de sedimento testada em Solo Artificial (0,5%), os organismos mostraram preferência pelo solo acrescido com sedimento, em oposição ao controle (Solo Artificial puro). Uma provável hipótese pela preferência dos organismos ao solo contaminado é o possível reconhecimento da matéria orgânica (contida no sedimento) como fonte de alimento (RENAUD *et al.* 2017; VEZZONE *et al.*, 2018).

Novamente, a constatação de limitação da função de habitat em doses baixíssimas de sedimentos chama atenção para o alto grau de toxicidade do material. Nesta linha, Vezzone *et al.* (2018) indicam que sedimentos estuarinos da Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ) também foram capazes de limitar a função de habitat de *E. andrei* em doses muito baixas para Latossolo Chernossolo (doses  $\leq$  3%). Os autores supracitados chamaram atenção para o fato de que um curto intervalo de dose de sedimento no solo pode comprometer a perpetuação da espécie, como também a prestação dos serviços ecossistêmicos pelas minhocas.

Figura 35 Respostas de fuga de *Eisenia andrei* expostas a diferentes misturas de Solo Artificial e Espodossolo com sedimento dragado do setor lamoso da Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ). Os valores são as porcentagens médias de fuga ( $\pm$  desvio padrão;  $n = 3$ ). \* = porcentagem significativamente maior de organismos na seção controle do que na seção teste. Nota: As porcentagens acima da linha tracejada significam função de habitat limitada da mistura de teste (ISO, 2008)



Por fim, é importante novamente destacar que os resultados encontrados nos testes de fuga corroboram aqueles determinados nos bioensaios agudos (apresentados no item “5.3.1”) – isto é, níveis de toxicidade maiores para o sedimento lamoso em relação ao arenoso. Esta constatação se baseia nos menores valores de CE50 obtidos no sedimento lamoso (Solo Artificial = 1,37%; Espodossolo = 0,80%) em comparação àqueles determinados para o sedimento arenoso (Solo Artificial = 3,88%; Espodossolo = 2,91%). Ainda de forma similar aos resultados de CL50 encontrados nos bioensaios agudos, os valores de CE50 para o sedimento lamoso sendo praticamente três (3) vezes menores do que aqueles encontrados para o sedimento arenoso para Solo Artificial e Espodossolo, indicando, portanto, maior toxicidade.

#### 5.4 Influência potencial da salinidade na ecotoxicidade e panorama geral dos resultados

A Tabela 12 apresenta uma comparação entre as concentrações de metais em sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca (determinados neste trabalho) e os teores de metais encontrados em dragados diversos de outros sistemas estuarinos do Estado do Rio de Janeiro. Além disso, a Tabela 12 apresenta uma comparação envolvendo dados de condutividade elétrica (indicador de salinidade) e mortalidade de minhocas sob exposição aguda (valores de CL50 para *E. andrei*) utilizando a mesma amostra de Latossolo e o mesmo cultivo laboratorial de *E. andrei* utilizados neste trabalho. Tratam-se, na verdade, de dados secundários gerados pelo LECOTOX – UFRJ para diferentes dragados do estado do RJ, contemplando cenários de disposição de dragados em Latossolos.

Os dados indicam que tanto os sedimentos lamosos quanto os arenosos apresentaram concentrações de metais muito mais baixas em comparação com outros sedimentos dragados de diferentes estuários degradados fluminenses (Tabela 12). Nesse sentido, é preciso destacar que o valor de CL50 determinado para o dragado arenoso em Latossolo (14,36%) é, de fato, maior do que os encontrados em outros sedimentos dragados de outros estuários, sugerindo níveis de toxicidade menores em comparação com a outras áreas (em cenário de disposição em Latossolo). As exceções foram a foz do rio São Francisco (na baía de Sepetiba) e os portos do Rio de Janeiro e Niterói no verão (na baía de Guanabara), cuja textura é predominantemente arenosa (MONTE *et al.* 2018) e os valores de CL50 foram elevados (Tabela 12).

No entanto, é preciso salientar que, embora as concentrações de metais encontradas no sedimento lamoso sejam menores do que aquelas determinadas em outros sedimentos dragados, o valor de CL50 deste sedimento (isto é, 4,58%) é um dos mais baixos, indicando, portanto, alta toxicidade aguda em comparação a outros estuários fluminenses (Tabela 12). Nesse sentido, é importante também destacar que tal valor de CL50 (4,58%) é muito semelhante ao encontrado no sedimento dragado da APA (Área de Proteção Ambiental) de Guapimirim (Baía de Guanabara) na estação do inverno (4,60% – Tabela 12), cuja toxicidade para *E. andrei* está fortemente fundamentalmente ligada ao sal em excesso no sedimento (MONTE *et al.* 2018).

Assim, tais dados sugerem, novamente, que a salinidade pode ter desempenhado, de fato, um papel relevante na toxicidade observada nos bioensaios com o Latossolo.

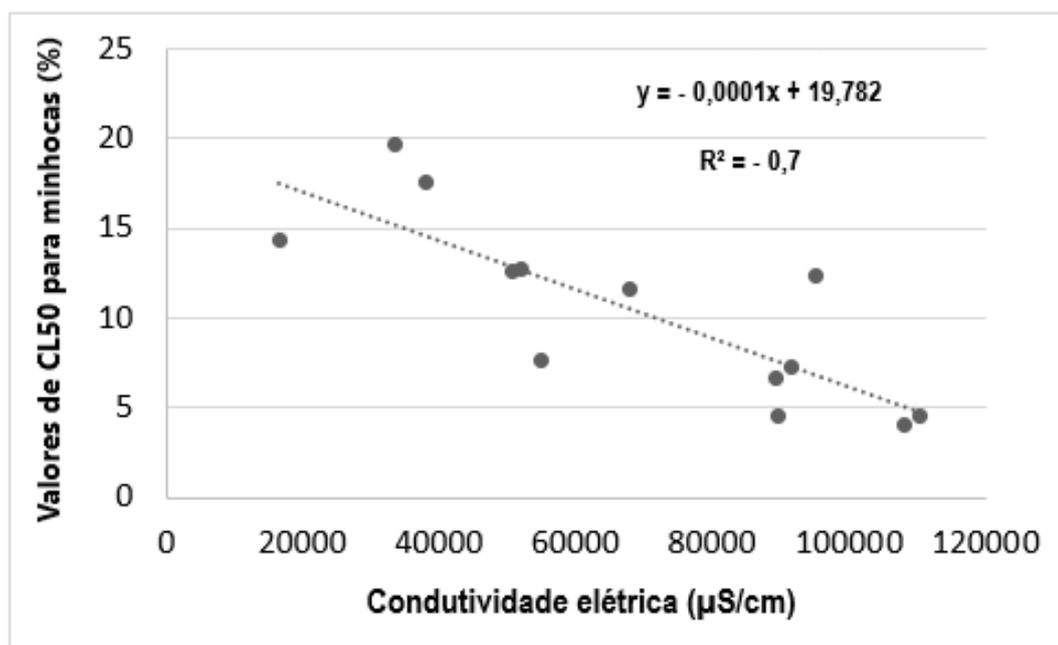
Tabela 12 - Condutividade elétrica (CE; em  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), concentrações de metais (em  $\text{mg}/\text{kg}$ ) e valores de CL50 (bioensaio agudo – 14 dias) com *Eisenia andrei* expostas a Latossolos acrescidos com sedimentos dragados: comparação entre sedimentos dragados de diferentes estuários do Estado do Rio de Janeiro. Os valores de CL50 estão expressos em porcentagem de sedimentos adicionados a uma mesma amostra de Latossolo e a estimativa dos intervalos de 95% de confiança estão apresentadas entre parênteses. I = amostra coletada no inverno. V = amostra coletada no verão. APA = Área de Proteção Ambiental. a = Os dados não permitiram estimar intervalos de 95% de confiança.

Área de estudo		Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	As	Cr	Hg	CE	CL <sub>50</sub> (%)	Referência
Lagoa da Tijuca	Setor arenoso (I)	68,4	20,9	15,3	16,4	< 0,1	1,8	< 0,2	0,115	16520	14,36 (13,86 – 14,88)	Este estudo
	Setor lamoso (I)	192,0	52,1	33,1	25,3	< 0,1	2,7	45,7	0,360	89600	4,58 (4,44 – 4,72)	
Lagoa Rodrigo de Freitas (I)		233,0	51,6	72,0	15,6	-	-	41,6	1,143	55031	7,60 <sup>a</sup>	Vezzone <i>et al.</i> (2018; 2019)
Porto do Rio de Janeiro (I)		453,0	114,0	86,7	48,0	< 0,1	< 0,4	0,052	104,0	91600	7,30 (5,6 – 8,3)	Monte <i>et al.</i> (2018)
Porto do Rio de Janeiro (V)		203,0	32,0	42,9	15,4	< 0,1	< 0,4	26,4	0,032	38070	19,64 <sup>a</sup>	
Porto de Niterói (I)		297,0	129,0	87,0	14,8	< 0,1	< 0,4	0,064	42,0	95200	12,34 (12,0 – 12,7)	
Porto de Niterói (V)		192,0	100,0	59,44	10,6	< 0,1	< 0,4	26,4	0,021	33630	17,52 (17,2 – 17,9)	
Foz do rio Meriti (I)		791,0	134	145,0	45,1	2,90	3,4	0,856	507,0	89232	6,64 (6,3 – 6,9)	
Foz do rio Meriti (V)		551,0	70,5	96,9	25,6	1,10	3,9	112,0	0,466	50670	12,55 (11,0 – 11,7)	
Foz do rio Iguaçu (I)		106,0	12,5	35,9	18,8	< 0,1	12,5	0,019	140,0	51925	12,67 <sup>a</sup>	
Foz do rio Iguaçu (V)		331,0	62,2	70,9	18,8	0,69	3,5	140,0	0,006	67760	11,58 <sup>a</sup>	
APA de Guapimirim (I)		105,0	18,5	33,2	17,0	0,15	5,8	0,006	47,8	110580	4,60 <sup>a</sup>	
APA de Guapimirim (V)		100,0	18,2	53,2	18,2	0,15	5,0	47,6	0,006	108180	3,99 <sup>a</sup>	
Canal do Cunha (V)		329,0	92,0	124,0	20,3	-	-	1,080	94,5	-	9,9 (7,9 – 11,9)	Cesar <i>et al.</i> (2014)
Baía de Sepetiba	Foz do rio Saco de Engenho (I)	1200,0	15,0	36,8	58,4	7,20	-	-	133,0	-	13,06 <sup>a</sup>	Ferreira <i>et al.</i> (2020)
	Foz do rio São Francisco (I)	206,0	11,1	30,2	13,0	< 0,1	-	-	43,5	-	28,02 <sup>a</sup>	

A Figura 36 apresenta um modelo de regressão linear envolvendo valores de CL50 (expressos em % de sedimento adicionado a Latossolo) para *E. andrei* e dados de condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) determinados para os sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca (este estudo); Lagoa Rodrigo de Freitas (dados retirados de VEZZONE *et al.* 2018; 2019) e diferentes locais da Baía de Guanabara (dados retirados de MONTE *et al.* 2018). Esses dados também estão disponíveis na Tabela 12. Os resultados obtidos a partir da regressão linear indicam uma correlação negativa e significativa ( $R^2 = - 0,7$ ) entre os valores de CL50 e os dados de condutividade elétrica (Figura 36), sugerindo, portanto, que a salinidade pode ser de fato um dos fatores de grande relevância na influência da toxicidade dos sedimentos dragados para minhocas.

Neste contexto, Santos *et al.* (2022) realizaram testes de toxicidade aguda com *E. andrei* com Espodossolo (a mesma amostra utilizada neste trabalho) utilizando diferentes concentrações de sais marinhos. Os resultados obtidos pelos autores mencionados indicam que a CL50 de sais em Espodossolo foi de 2,8 g/kg. Levando em consideração a salinidade do Latossolo puro (0,11 g/kg) e do sedimento lamoso (57,34 g/kg) (Tabela 4), é possível estimar que a concentração de sais na CL50 do sedimento lamoso em Latossolo (4,58%) corresponde a 2,7 g/kg, isto é, quase o mesmo valor encontrado por Santos *et al.* (2022) – indicando, mais uma vez, um papel relevante dos sais na ecotoxicidade.

Figura 36 - Correlação significativa e negativa (regressão linear;  $n = 13$ ) envolvendo valores de CL50 (%) para minhocas e condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) determinadas em sedimentos dragados de diferentes estuários do Estado do Rio de Janeiro: Lagoa da Tijuca (este estudo); Lagoa Rodrigo de Freitas (dados obtidos de VEZZONE *et al.*, 2018; 2019), e diferentes setores da Baía de Guanabara (MONTE *et al.*, 2018).



Um aspecto importante a ser ressaltado é que tomadores de decisão à época das Olimpíadas de 2016 (no Rio de Janeiro), na tentativa de cumprir alguns requisitos ambientais, consideraram realizar a dragagem da Lagoa da Tijuca e, posteriormente, efetuar a disposição de dragados arenosos em Espodossolos localizados ao redor das lagoas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá (MASTERPLAN, 2015). Na época, assumiu-se, de forma equivocada, que os níveis de contaminantes nos sedimentos arenosos do complexo lagunar eram insignificantes e que não causariam efeitos adversos aos receptores ecológicos do solo (MASTERPLAN 2015). Nesse contexto, é de suma importância destacar que os resultados encontrados neste trabalho sugerem que o descarte de sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca em Espodossolo (e também em Latossolo) pode causar efeitos extremamente tóxicos à biota do solo, e que este tipo de prática deve ser fortemente desencorajada.

Finalmente, é preciso salientar que, de fato, a dragagem do Complexo Lagunar de Jacarepaguá (e de outros estuários localizados no Estado do Rio de Janeiro) é urgente. Porém, alternativas ecologicamente seguras e economicamente viáveis de

disposição destes materiais em ecossistemas terrestres permanecem, invariavelmente, um desafio – especialmente devido às grandes quantidades de sedimentos a serem removidos, além dos altos custos relacionados ao transporte de materiais contaminados (FERREIRA *et al.* 2020). Os resultados aqui apresentados podem contribuir para o selecionamento mais sustentável de zonas terrestres em caso de disposição de dragados, em função do tipo de solo e das características do material dragado. Além disso, podem indicar dosagens ecologicamente mais seguras de sedimentos a serem dispostas no continente.

## 6 CONCLUSÕES

Os sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca, quando misturados com o Espodossolo e o Latossolo, causaram efeitos tóxicos significativos (mortalidade, variação de biomassa e respostas de fuga) para as minhocas. À vista disso, destaca-se que tanto as propriedades dos sedimentos quanto as dos solos estudados desempenharam papel crucial na ecotoxicidade, com ênfase à granulometria, concentração de sais e teor de matéria orgânica. Neste contexto, vale ressaltar que o sedimento lamoso foi mais tóxico que o arenoso, pois as partículas finas (juntamente com a matéria orgânica) tendem a reter mais contaminantes.

Em relação aos solos, vale destacar que as propriedades físicas e químicas desses materiais também desempenharam papel importante na mobilidade geoquímica e biodisponibilidade de contaminantes (metais e sais). Assim, tendo em vista que os níveis de toxicidade foram maiores nas misturas de dragados com Espodossolo do que com Latossolo, a textura grosseira encontrada do Espodossolo contribuiu para o incremento da mobilidade de sais (e outros contaminantes) para a solução do solo, induzindo níveis maiores de toxicidade para as minhocas.

A biodisponibilidade de metais para as minhocas foi baixa, mesmo em tratamentos com sedimento lamoso – onde as concentrações totais de metais foram superiores às encontradas no sedimento arenoso. Neste trabalho, aparentemente a salinidade parece ter desempenhado papel crucial na toxicidade observadas nos bioensaios com ambos sedimentos dos setores arenoso e lamoso da Lagoa da Tijuca, embora o papel de outros contaminantes (não quantificados neste trabalho) não possa ser descartado. Neste sentido, vale ressaltar os altos valores de FBC para Na, associados a um aumento da biomassa de minhocas, que foram

observados nos testes de toxicidade aguda, indicando que os sais marinhos tiveram um papel relevante na toxicidade. A esse respeito, sugere-se que as minhocas, quando expostas aos sais, seriam capazes de acumular água em excesso para manter seu equilíbrio osmótico, resultando, assim, no aumento de sua biomassa.

Por fim, em trabalhos futuros, de modo a aprofundar a avaliação ecotoxicológica da disposição terrestre dos sedimentos da Lagoa da Tijuca, recomenda-se:

- (i) A execução de bioensaios utilizando outras classes de solo abundantes na planície costeira de Jacarepaguá (por exemplo, Gleissolos e Organossolos), haja vista que as propriedades dos solos exercem influência na toxicidade. Isto pode ser fator-chave no selecionamento mais sustentável de áreas destinadas à disposição terrestre dos dragados.
- (ii) A determinação de outras classes de contaminantes potencialmente presentes nos sedimentos dragados da Lagoa da Tijuca – como hormônios, fármacos, hidrocarbonetos de petróleo, microplásticos, dentre outros, visando o detalhamento dos níveis de ecotoxicidade encontrados neste trabalho.
- (iii) A realização de bioensaios com outros organismos edáficos ecologicamente representativos e menos sensíveis a sais (por exemplo, ácaros – *Hypoaspis aculeifer*, colêmbolos – *Folsomia candida* e isópodos terrestres – *Armadillidium vulgare*) (PEREIRA *et al.* 2015), visando uma compreensão mais ampla e sólida da ecotoxicidade dos dragados.
- (iv) A aplicação de métodos de extração sequencial (KHADAR *et al.*, 2020; WU *et al.*, 2023) para melhor esclarecer a mobilidade geoquímica e a biodisponibilidade de metais e sais para organismos edáficos.

## 7 REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 17025: Requisitos gerais para competência de laboratórios de ensaio e calibração. Rio de Janeiro: **ABNT**, 2017. 22 p.
- ACOSTA, A. (2016). Extrativismo e neoextrativismo: duas faces da mesma maldição. In: Dilger, G., Lang, M. A., Pereira Filho, J. (Eds.). **Descolonizar o imaginário: debates sobre pós-extrativismo e alternativas ao desenvolvimento**, p. 49-85. São Paulo: Fundação Rosa Luxemburgo.
- AFKAR. Toxicological Response of the Green Alga *Chlorella vulgaris*, to Some Heavy Metals. **American Journal of Environmental Sciences**, [S.L.], v. 6, n. 3, p. 230-237, 1 mar. 2010. Science Publications. <http://dx.doi.org/10.3844/ajessp.2010.230.237>.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological profile for Arsenic**. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 2007.
- ALBERT, S.; BLOEM, E. 2023. Ecotoxicological methods to evaluate the toxicity of bio-based fertilizer application to agricultural soils – A review. **Science of The Total Environment**, 879: 163076. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.163076
- ALLE, C. M.; SANTANA, G. P.; WINDMÖLLER, C. C. Mercury conversion processes in Amazon soils evaluated by thermodesorption analysis. **Chemosphere**, [S.L.], v. 65, n. 11, p. 1966-1975, dez. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.07.001>.
- ALONSO, M.L.; BENEDITO, J.L.; MIRANDA, M.; CASTILLO, C.; HERNÁNDEZ, J.; SHORE, R.F. Arsenic, cadmium, lead, copper and zinc in cattle from Galicia, NW Spain. **Science of The Total Environment**, [S.L.], v. 246, n. 2-3, p. 237-248, fev. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697\(99\)00461-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(99)00461-1).
- ALONSO-HERNÁNDEZ, C. M.; GARCIA-MOYA, A.; TOLOSA, I.; DIAZ-ASENCIO, M.; CORCHO-ALVARADO, J. A.; MORERA-GOMEZ, Y.; FANELLI, E. Tracing organic matter sources in a tropical lagoon of the Caribbean Sea. **Continental Shelf Research**, [S.L.], v. 148, p. 53-63, set. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2017.08.001>.
- ALOUPI, M; ANGELIDIS, M.O. Geochemistry of natural and anthropogenic metals in the coastal sediments of the island of Lesbos, Aegean Sea. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 113, n. 2, p. 211-219, jul. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491\(00\)00173-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(00)00173-1).
- ARAÚJO, D. F.; BOAVENTURA, G. R.; MACHADO, W.; VIERS, J.; WEISS, D.; PATCHINEELAM, S. R.; RUIZ, I.; RODRIGUES, A. P. C.; BABINSKI, M.; DANTAS, E. Tracing of anthropogenic zinc sources in coastal environments using stable isotope composition. **Chemical Geology**, [S.L.], v. 449, p. 226-235, jan. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemgeo.2016.12.004>.

ARILLO, A.; MELODIA, F. Reduction of hexavalent chromium by the earthworm *Eisenia foetida* (savigny). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.L.], v. 21, n. 1, p. 92-100, fev. 1991. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0147-6513\(91\)90011-d](http://dx.doi.org/10.1016/0147-6513(91)90011-d).

AZZOUZI, H.; OUZAOUIT, K.; ABOULAICH, A.; DALI, Y.; KADDAMI, A.; AKALAY, I. Managem Products Potentially used in Fertilizers Industry. **Procedia Engineering**, [S.L.], v. 138, p. 302-307, 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2016.02.088>.

BABIĆ, S.; BARIĀIĆ, J.; MALEV, O.; KLOBUČAR, G.; POPOVIĆ, N. T.; STRUNJAK-PEROVIĆ, I.; KRASNIĆI, N.; ČOŽ-RAKOVAC, R.; KLOBUČAR, R. Sauerborn. Sewage sludge toxicity assessment using earthworm *Eisenia fetida*: can biochemical and histopathological analysis provide fast and accurate insight?. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.L.], v. 23, n. 12, p. 12150-12163, 14 mar. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6097-3>.

BAHIANA, L. C. da C.. O uso do geoprocessamento na definição de indicadores georreferenciados a agregação territorial significativos na região de Jacarepaguá (RJ). 2007. 257 p. **Tese (Doutorado em Geografia) - Programa de Pós Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, 2007.

BANDEIRA, F. O.; ALVES, P. R. L.; HENNIG, T. B.; SCHIEHL, A.; CARDOSO, E. J. B. N.; BARETTA, D. Toxicity of imidacloprid to the earthworm *Eisenia andrei* and collembolan *Folsomia candida* in three contrasting tropical soils. **Journal Of Soils And Sediments**, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 1997-2007, 18 dez. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-019-02538-6>.

BARETTA, D. Fauna edáfica e qualidade do solo. **Tópicos em ciência do solo**, v. 7, p. 119-170, 2011.

BARLETTA, M.; LIMA, A. R.A.; COSTA, M. F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of The Total Environment**, [S.L.], v. 651, p. 1199-1218, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>.

BARRA, C. M.; SANTELLI, R. E.; ABRÃO, J. J.; LAGUARDIA, M. Especificação de Arsênio - uma revisão. **Química Nova**, [S.L.], v. 23, n. 1, p. 58-70, fev. 2000. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422000000100012>.

BASIR; KIMIJIMA, S.; SAKAKIBARA, M.; PATETA, S. M.; SERA, K. 2022. Contamination Level in Geo-Accumulation Index of River Sediments at Artisanal and Small-Scale Gold Mining Area in Gorontalo Province, Indonesia. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 19(10): 6094. doi: 10.3390/ijerph19106094

BEALS, C.; KING, H.; BAILEY, G. 2023. The peroxidase response of *Alternanthera philoxeroides* (Alligator Weed) and *Nasturtium officinale* (Watercress) to heavy metal

exposure. **Environmental Science and Pollution Research**, 30: 59443-59448. doi: 10.1007/s11356-023-26697-9

BEDELL, J.; DENDIEVEL, A.; GOSSET, A.; MOURIER, B. Combined Chemical and Ecotoxicological Measurements for River Sediment Management in an On-Land Deposit Scenario. **Archives Of Environmental Contamination And Toxicology**, [S.L.], v. 84, n. 4, p. 436-452, 25 abr. 2023. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-023-00997-0>.

BERNHOF, R. A. Mercury Toxicity and Treatment: a review of the literature. **Journal of Environmental and Public Health**, [S.L.], v. 2012, p. 1-10, 2012. Hindawi Limited. <http://dx.doi.org/10.1155/2012/460508>.

BIANCHI, M. O. Ensaio ecotoxicológico como ferramenta para avaliação do impacto ambiental de resíduos de mineração sobre o solo. 2013. 91 f. **Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro.

BIANCHINI, A.; CENTO, F.; GUZZINI, A.; PELLEGRINI, M.; SACCANI, C.. Sediment management in coastal infrastructures: techno-economic and environmental impact assessment of alternative technologies to dredging. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 248, p. 109332, out. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109332>.

BIDONE, E.; CESAR, R.; SANTOS, M. C.; SIERPE, R.; SILVA-FILHO, E. V.; KUTTER, V.; SILVA, L. I. D.; CASTILHOS, Z. Mass balance of arsenic fluxes in rivers impacted by gold mining activities in Paracatu (Minas Gerais State, Brazil). **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 25, n. 9, p. 9085-9100, 16 jan. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-1215-z>.

BLOUIN, M.; HODSON, M. E.; DELGADO, E. A.; BAKER, G.; BRUSSAARD, L.; BUTT, K. R.; DAI, J.; DENDOOVEN, L.; PERES, G.; TONDOH, J. E. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. **European Journal of Soil Science**, [S.L.], v. 64, n. 2, p. 161-182, 21 fev. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12025>.

BOTERO, W. G.; SOUZA, S. O.; SANTOS, O. S.; OLIVEIRA, L. C.; AMARANTE, C. B. Influência das substâncias húmicas de sedimentos na biodisponibilidade de metais para o sistema aquático. **Química Nova**, 37(6), 943- 949. 2014.

BOWNIK, A. Physiological endpoints in daphnid acute toxicity tests. **Science of The Total Environment**, [S.L.], v. 700, p. 134400, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134400>.

BOYLE, A. Human Rights and the Environment: where next?. **European Journal of International Law**, [S.L.], v. 23, n. 3, p. 613-642, 1 ago. 2012. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/ejil/chs054>.

BROWN, G. G.; DOMÍNGUEZ, J. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas. 3º Encontro Latino Americano de Ecologia e Taxonomia de Oligoquetas (ELAETAO3). **Acta zoológica mexicana**, v. 26, n. SPE2, p. 1-18, 2010.

BUCH, A. C.; BROWN, G. G.; CORREIA, M. E. F.; LOURENÇATO, L. F.; SILVA-FILHO, E. V. Ecotoxicology of mercury in tropical forest soils: impact on earthworms. **Science of The Total Environment**, [S.L.], v. 589, p. 222-231, jul. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.150>.

BUCH, A. C.; NIEMEYER, J. C.; CORREIA, M. E. F.; SILVA-FILHO, E. V. Ecotoxicity of mercury to *Folsomia candida* and *Proisotoma minuta* (Collembola: isotomidae) in tropical soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.L.], v. 127, p. 22-29, maio 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.01.009>.

BUCH, A. C.; SCHMELZ, R. M.; NIVA, C. C.; CORREIA, M. E. F.; SILVA-FILHO, E. V. Mercury critical concentrations to *Enchytraeus crypticus* (Annelida: oligochaeta) under normal and extreme conditions of moisture in tropical soils: reproduction and survival. **Environmental Research**, [S.L.], v. 155, p. 365-372, maio 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.005>.

BUCH, A. C.; SISINNO, C. L. S.; CORREIA, M. E. F.; SILVA-FILHO, E. V. Food preference and ecotoxicological tests with millipedes in litter contaminated with mercury. **Science of The Total Environment**, [S.L.], v. 633, p. 1173-1182, ago. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.280>.

BUNDSCHUH, J.; MAITY, J. P.; MUSHTAQ, S.; VITHANAGE, M.; SENEWEERA, S.; SCHNEIDER, J.; BHATTACHARYA, P.; KHAN, N. I.; HAMAWAND, I.; GUILHERME, Luiz R.G. Medical geology in the framework of the sustainable development goals. **Science of The Total Environment**, [S.L.], v. 581-582, p. 87-104, mar. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.208>.

CABRAL, S., Mapeamento Geológico-Geotécnico da Baixada de Jacarepaguá e Maciços Circunvizinhos. 1979. 160p. **Tese (Doutorado em Geologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro – RJ.**

CALABRESE, E. J.; BALDWIN, L. A.; HOLLAND, C. D. Hormesis: a highly generalizable and reproducible phenomenon with important implications for risk assessment. **Risk Analysis**, [S.L.], v. 19, n. 2, p. 261-281, 1999. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1006977728215>.

CARDOSO, L. M. N.; CHASIN, A. A. M. Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos. Salvador: **CRA - Centro de Recursos Ambientais**. 2001.

CASTRO, J.W.A.; CALHEIROS, A.L.S.; PINHEIRO, L.A. 2007. Variações do nível relativo do mar nos últimos 7.000 anos A.P. na planície costeira de Jacarepaguá - Rio de Janeiro: aplicação do programa Calib 5.0.1. **Anais do congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário**, 2007, 4p

CASTRO, P. T. A.; RUCHKYS, U.; MANINI, R. T. A sociedade civil organizada e o

rompimento da barragem de fundão, Mariana (MG): porque é preciso difundir a geoética. **Terrae Didatica**, [S.L.], v. 14, n. 4, p. 439-444, 7 dez. 2018. Universidade Estadual de Campinas. <http://dx.doi.org/10.20396/td.v14i4.8654194>

CASTILHOS, Z.; RODRIGUES-FILHO, S.; CESAR, R.; RODRIGUES, A. P.; VILLAS-BÔAS, R.; JESUS, I.; LIMA, M.; FAIAL, K.; MIRANDA, A.; BRABO, E. Human exposure and risk assessment associated with mercury contamination in artisanal gold mining areas in the Brazilian Amazon. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.L.], v. 22, n. 15, p. 11255-11264, 24 mar. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4340-y>.

CESAR, R. G.; COLONESE, J.; SILVA, M. B.; EGLER, S. G.; BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; POLIVANOV, H. Distribuição de mercúrio, cobre, chumbo, zinco e níquel em sedimentos de corrente da bacia do Rio Piabanha, Estado do Rio de Janeiro. **Geochimica Brasiliensis**, v. 25, p. 35-45, 2011.

CESAR, R. G.; EGLER, S. G.; POLIVANOV, H.; CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES, A. P.; ARAÚJO, P. C. Biodisponibilidade de Metilmercúrio, Zinco e Cobre em Distintas Frações Granulométricas de Solo Contaminado Utilizando Oligoquetas da Espécie *Eisenia andrei*. **Anuário do Instituto de Geociências** (UFRJ. Impresso), v. 31, p. 33-41, 2008.

CESAR, R. G.; SOUSA, M. M.; POLIVANOV, H.; BARROSO, E. V.; ALVARO, T.T.; COLONESE, J.P.; EGLER, S. G.; CASTILHOS, Z.C. Disposição terrestre de sedimentos de dragagem: ecotoxicidade, biodisponibilidade de metais e estudo de caso em Belford Roxo (RJ). **Geociências** (São Paulo. Online), v. 33, p. 416-428, 2014.

CESAR, R.; ARRUDA, F.; RAMIRO, V.; FARIA, R.; BARCELOS, D.; PONTES, F.; PASSOS, F.; KAISER, K.; TEIXEIRA, A. M. S.; SERRANO, A. Deposition of gold mining tailings in tropical soils: metal pollution and toxicity to earthworms. **Journal of Soils and Sediments**, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 547-558, 7 nov. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-021-03105-8>.

CESAR, R.; COLONESE, J.; BIDONE, E.; CASTILHOS, Z.; EGLER, S.; POLIVANOV, H. Disposição continental de sedimentos de dragagem em solos tropicais: avaliação do risco ecológico de metais baseada em bioensaios com organismos aquáticos e edáficos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.L.], v. 20, n. 2, p. 181-189, jun. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522015020000121030>.

CESAR, R.; NATAL-DA-LUZ, T.; BIDONE, E.; CASTILHOS, Z.; POLIVANOV, H.; SOUSA, J. P. Disposal of dredged sediments in tropical soils: ecotoxicological evaluation based on bioassays with springtails and enchytraeids. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.L.], v. 22, n. 4, p. 2916-2924, 17 set. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3559-3>.

CESAR, R.; NATAL-DA-LUZ, T.; SOUSA, J. P.; COLONESE, J.; BIDONE, E.; CASTILHOS, Z.; EGLER, S.; POLIVANOV, H. Disposal of dredged sediments in

tropical soils: ecotoxicological effects on earthworms. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.L.], v. 186, n. 3, p. 1487-1497, 11 out. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3468-9>.

CESAR, R.; SILVA, M.; COLONESE, J.; BIDONE, E.; EGLER, S.; CASTILHOS, Z.; POLIVANOV, H. Influence of the properties of tropical soils in the toxicity and bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended lands. **Environmental Earth Sciences**, [S.L.], v. 66, n. 8, p. 2281-2292, 24 nov. 2011. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-011-1449-2>.

COHIDRO. Consultoria Estudos Projetos. Estabilização da barra do canal de Sernambetiba e suas interligações com o complexo lagunar Jacarepaguá. Estudo de impacto ambiental. SEMADUR/SERLA. v. 1-13, 2006. 1079 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Variáveis de Qualidade das Águas. 2014. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2022/11/Apendice-C-Significado-ambiental-e-sanitario-das-variaveis-de-qualidade-das-aguas-e-dos-sedimentos-e-metodologias-analiticas-e-de-amostragem.pdf>>. Acesso em: dez 2022.

CHATTERJEE, Amit; DAS, Dipankar; MANDAL, Badal K.; CHOWDHURY, Tarit Roy; SAMANTA, Gautam; CHAKRABORTI, Dipankar. Arsenic in ground water in six districts of West Bengal, India: the biggest arsenic calamity in the world. part i. arsenic species in drinking water and urine of the affected people. **The Analyst**, [S.L.], v. 120, n. 3, p. 643, 1995. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/an9952000643>.

CHEN, M; MA, L.; HOOGEWEG, C. G.; HARRIS, W. G. Arsenic Background Concentrations in Florida, U.S.A. Surface Soils: determination and interpretation. **Environmental Forensics**, [S.L.], v. 2, n. 2, p. 117-126, 1 jan. 2001. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1006/enfo.2001.0050>.

CHEN, Y.; HU, C.; DENG, D.; LI, Y.; LUO, L. 2020. Factors affecting sorption behaviors of tetracycline to soils: Importance of soil organic carbon, pH and Cd contamination. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 197(1): 110572. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.110572

CINIER, C. C.; PETIT-RAMEL, M.; FAURE, R.; BORTOLATO, M. Cadmium Accumulation and Metallothionein Biosynthesis in *Cyprinus carpio* Tissues. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, [S.L.], v. 61, n. 6, p. 793-799, 1 dez. 1998. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s001289900830>.

CIPULLO, S.; PRPICH, G.; CAMPO, P.; COULON, F. Assessing bioavailability of complex chemical mixtures in contaminated soils: progress made and research needs. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 615, p. 708-723, fev. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.321>.

CIŚLAK, M.; KRUSZELNICKA, I.; ZEMBRZUSKA, J.; GINTER-KRAMARCZYK, D.

2023. Estrogen pollution of the European aquatic environment: A critical review. **Water Research**, 229(1): 119413. doi: 10.1016/j.watres.2022.119413

CLEMENTE, R.; WALKER, D. J.; ROIG, A.; BERNAL, M. P. Heavy metal bioavailability in a soil affected by mineral sulphides contamination following the mine spillage at Aznalcóllar (Spain). **Biodegradation**, [S.L.], v. 14, n. 3, p. 199-205, 2003. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1024288505979>.

COELHO, C.; FORET, C.; BAZIN, C.; LEDUC, L.; HAMMADA, M.; INÁCIO, M.; BEDELL, J.P. Bioavailability and bioaccumulation of heavy metals of several soils and sediments (from industrialized urban areas) for *Eisenia fetida*. **Science of The Total Environment**, [S.L.], v. 635, p. 1317-1330, set. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.213>.

Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2009. **Resolução 420**. Acesso em: 20 de setembro de 2022, <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>

Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2012. **Resolução 454**. Acesso em: 20 de setembro de 2022, <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>

CORREIA, J.; CESAR, R.; MARSICO, E.; DINIZ, G. T. N.; ZORRO, M. C.; CASTILHOS, Z. Mercury contamination in alligators (*Melanosuchus niger*) from Mamirauá Reservoir (Brazilian Amazon) and human health risk assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.L.], v. 21, n. 23, p. 13522-13527, 15 jul. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3282-0>.

COSTA, L. A. A.; PESSOA, D. M. M.; CARREIRA, R. S. Chemical and biological indicators of sewage river input to an urban tropical estuary (Guanabara Bay, Brazil). **Ecological Indicators**, [S.L.], v. 90, p. 513-518, jul. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.046>.

COSTA, L.; MIRLEAN, N.; QUINTANA, G.; ADEBAYO, S.; JOHANNESON, K. Distribution and Geochemistry of Arsenic in Sediments of the World's Largest Choked Estuary: the patos lagoon, brazil. **Estuaries and Coasts**, [S.L.], v. 42, n. 7, p. 1896-1911, 19 jul. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12237-019-00596-0>.

COTOVICZ, L. C.; RIBEIRO, R. P.; RÉGIS, C. R.; BERNARDES, M.; RODRIGO SOBRINHO; VIDAL, L. O.; TREMMEL, D.; KNOPPERS, B. A.; ABRIL, G. Greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>) and inorganic carbon behavior in an urban highly polluted tropical coastal lagoon (SE, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, [S.L.], v. 28, n. 28, p. 38173-38192, 16 mar. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-13362-2>.

Csuros, M. Environmental sampling and Analysis for Metals. Flórida, Lewis Publishers. 2002.

CZECH, B.; JOŠKO, I.; OLESZCZUK, P. Ecotoxicological evaluation of selected pharmaceuticals to *Vibrio fischeri* and *Daphnia magna* before and after photooxidation process. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.L.], v. 104, p. 247-253, jun. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.03.024>.

DARMODY, R. G.; MARLIN, J. C.; TALBOTT, J.; GREEN, R. A.; BREWER, E. F.; STOHR, C. Dredged Illinois River Sediments. **Journal of Environmental Quality**, [S.L.], v. 33, n. 2, p. 458-464, mar. 2004. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.4580>.

DAGHIGHI, E.; SHAH, T.; CHIA, R. W.; LEE, J.; SHANG, J.; RODRÍGUEZ-SEIJO, A. 2023. The forgotten impacts of plastic contamination on terrestrial micro- and mesofauna: A call for research. **Environmental Research**, 231(2): 116227. doi: 10.1016/j.envres.2023.116227

DI CARLO, E.; BOULLEMANT, A.; POYTON, H.; COURTNEY, R. 2020. Exposure of earthworm (*Eisenia fetida*) to bauxite residue: Implications for future rehabilitation programmes. **Science of the Total Environment**, 716(10): 137126. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137126.

DOMENE, X.; ALCANIZ, J. M.; ANDRÉS, P. Ecotoxicological assessment of organic wastes using the soil collembolan *Folsomia candida*. **Applied Soil Ecology**, [S.L.], v. 35, n. 3, p. 461-472, mar. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.10.004>.

DONG, Y.; XU, F.; LIANG, X.; HUANG, J.; YAN, J.; WANG, H.; HOU, Y. Beneficial use of dredged sediments as a resource for mine reclamation: a case study of lake dianchis management in china. **Waste Management**, [S.L.], v. 167, p. 81-91, jul. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2023.05.010>.

ELEMILE, O. O.; GANA, A. J.; EJIGBOYE, P. O.; IBITOGBE, E. M.; OLAJIDE, O. S.; IBITOYE, O. O. 2023. Analysis of potentially toxic elements from selected mechanical workshops using the geo-accumulation index and principal component analysis in Omu-Aran Community, Nigeria. **Environmental Monitoring and Assessment**, 195: 276. doi: 10.1007/s10661-022-10800-7

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. In: **Manual de Métodos de Análises de Solo**. Rio de Janeiro, RJ, p. 212. 1997.

ERBAS, T.; MARQUES, A.; ABRIL, G. A CO<sub>2</sub> sink in a tropical coastal lagoon impacted by cultural eutrophication and upwelling. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S.L.], v. 263, p. 107633, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107633>.

FERNANDES, A. R.; SOUZA, E. S.; BRAZ, A. M. S.; BIRANI, S. M.; ALLEONI, Luís R. F. Quality reference values and background concentrations of potentially toxic

elements in soils from the Eastern Amazon, Brazil. **Journal of Geochemical Exploration**, [S.L.], v. 190, p. 453-463, jul. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.04.012>.

FERRANS, L.; SCHMIEDER, F.; MUGWIRA, R.; MARQUES, M.; HOGLAND, W. Dredged sediments as a plant-growing substrate: estimation of health risk index. **Science of The Total Environment**, [S.L.], v. 846, p. 157463, nov. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157463>.

FERRÃO-FILHO, A S.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B. Cyanotoxins: bioaccumulation and effects on aquatic animals. **Marine Drugs**, [S.L.], v. 9, n. 12, p. 2729-2772, 16 dez. 2011. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/md9122729>.

FERREIRA, A. R. L.; CESAR, R. G.; SIQUEIRA, D. M.; RODRIGUES, A. P. C.; VEZZONE, M.; MONTE, C.; MACHADO, W. T.; CASTILHOS, Z. C.; CAMPOS, T. M.; POLIVANOV, H. Potencial tóxico de sedimentos dragados das baías de Sepetiba e da Guanabara (RJ) em cenário de disposição em Latossolo. **Geociências**, [S.L.], v. 39, n. 04, p. 1141-1151, 19 dez. 2020. UNESP - Universidade Estadual Paulista. <http://dx.doi.org/10.5016/geociencias.v39i04.13965>.

FERREIRA, P.A.; WERMELINGER, D.E. Concentrações séricas de metais e suas implicações para a saúde pública. **J Health Sci Inst.**, 31(1):13-9. 2013.

FISCHER, E.; KOSZORUS, L. Sublethal effects, accumulation capacities and elimination rates of As, Hg and Se in the manure worm, *Eisenia fetida* Oligochaeta, Lumbricidae). **Pedobiologia** 36, 172-178. 1992.

FITZ, W. J.; WENZEL, W. W. Arsenic transformations in the soil–rhizosphere–plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. **Journal Of Biotechnology**, [S.L.], v. 99, n. 3, p. 259-278, nov. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0168-1656\(02\)00218-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0168-1656(02)00218-3).

FONSECA, E. M; BAPTISTA NETO, J.; FERNANDEZ, M.; MCALISTER, J.; SMITH, B. Geochemical behavior of heavy metals in different environments in Rodrigo de Freitas lagoon - RJ/Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [S.L.], v. 83, n. 2, p. 457-469, jun. 2011. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0001-37652011000200008>.

FOSTER, A.L. Spectroscopic investigation of arsenic species in solid phases. In: WELCH, A.H. e STOLLENWERK, K.G. (Eds.). **Arsenic in ground water: geochemistry and occurrence**. Boston, Massachusetts: Kluwer, p.27- 65. 2003.

FRAGOSO, C.; KANYONYO, J.; MORENO, A.; SENAPATI, B. K.; BLANCHART, E.; RODRÍGUEZ, C. (1999) - A survey of tropical earthworms: taxonomy, biogeography and environmental plasticity. In: Lavelle, P.; Brussaard, L. and Hendrix, P. (Eds.) - **Earthworm Management in Tropical Agroecosystems**. Oxon, CAB International, p. 1-25

FREITAS, A. M. Qualidade das águas fluviais: estudo de caso da bacia hidrográfica de Jacarepaguá - RJ. 2009. 170 f. **Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-**

**Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, 2009.

FREITAS, A.; RODRIGUES, A.P.; MONTE, C.N.; FREIRE, A.S.; SANTELLI, R.E.; MACHADO, W.; SABADINI-SANTOS, E. Increase in the bioavailability of trace metals after sediment resuspension. *SN Applied Sciences*, v. 1, n. 10, p. 1288. 2019.

FU, D.; ZHANG, Q.; FAN, Z.; QI, H.; WANG, Z.; PENG, L. Aged microplastics polyvinyl chloride interact with copper and cause oxidative stress towards microalgae *Chlorella vulgaris*. *Aquatic Toxicology*, [S.L.], v. 216, p. 105319, nov. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105319>.

GARCIA, J.B.P. 2017 “Avaliação de chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e cádmio (Cd) no sedimento de margem da represa do Guarapiranga, uma questão de saúde pública”. **Dissertação de Mestrado (Ciências da Saúde), Universidade Santo Amaro**, São Paulo.

GARCIA, M. Effects of pesticides on soil fauna: Development of ecotoxicology test methods for tropical regions. *Gottingen: Cuvillier Verlag (Ecology and Development Series)*, v. 19, p. 282, 2004.

GARCIA, M. I. M.; JARA, S. D. M.; SCHLEE, M. B.; SILVA JÚNIOR, O. P.; NETTO, A. L. C. Uso do Solo e Vulnerabilidade Socioambiental na Sub-Bacia do Alto Rio das Pedras (Rio de Janeiro/RJ): subsídios para regeneração de rios neotropicais. **Geography Department University of São Paulo**, [S.L.], v. 32, p. 29, 27 dez. 2016. Universidade de Sao Paulo, Agencia USP de Gestao da Informacao Academica (AGUIA). <http://dx.doi.org/10.11606/rdg.v32i0.115801>.

GUERRA, A.J.T. Novo dicionário geológico-geomorfológico. 3 ed. Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 648p. 2003.

HANFI, M. Y.; MOSTAFA, M. Y. A.; ZHUKOVSKY, M. V. 2020. Heavy metal contamination in urban surface sediments: sources, distribution, contamination control, and remediation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192: 32. doi: 10.1007/s10661-019-7947-5

HARIRI, M.S.B e ABU-ZIED, R.H. Factors influencing heavy metal concentrations in the bottom sediments of the Al-Kharrar Lagoon and Salman Bay, eastern Red Sea coast, Saudi Arabia. *Arabian Journal of Geosciences*, v. 11, n. 17, p. 495. 2018.

HAUSER-DAVIS, R. A.; LAVRADAS, R. T.; LAVANDIER, R. C.; ROJAS, E. G. A.; GUARINO, A. W. S.; ZIOLLI, R. L. Accumulation and toxic effects of microcystin in tilapia (*Oreochromis niloticus*) from an eutrophic Brazilian lagoon. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, [S.L.], v. 112, p. 132-136, fev. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.036>.

HAYNES, R.; ZHOU, Y. Chapter Five - Retention of heavy metals by dredged sediments and their management following land application. *Advances in Agronomy*, 171: 191-254. doi: 10.1016/bs.agron.2021.08.004

HEISE, S.; BABUT, M.; CASADO, C.; FEILER, U.; FERRARI, B. J. D.; MARZIALI, L. 2020. Ecotoxicological testing of sediments and dredged material: an overlooked opportunity? **Journal of Soils and Sediments**, 20: 4218-4228. doi: 10.1007/s11368-020-02798-7

HOBOHM, J.; KRÜGER, O.; BASU, S.; KUČHTA, K.; VAN WASEN, S.; ADAM, C. Recycling oriented comparison of mercury distribution in new and spent fluorescent lamps and their potential risk. **Chemosphere**, [S.L.], v. 169, p. 618-626, fev. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.104>.

HONGPING P.; YUXUAN S.; LI Q.; JIANQIU F.; XIAODONG M.; XIANGQI M.; XUEJUN P. Dianchi Lake dredged sediment cumulative effects of heavy metals in four kinds of vegetables and its risk assessment. **Chinese Journal of Environmental Engineering**, 10(8): 4487-4498. 2016. doi: 10.12030/j.cjee.201503199.

HU, J.; LIU, J.; LV, X.; YU, L.; LI, J.; LAN, S.; YANG, Y. 2021. In situ assessment of genetic and epigenetic alterations in frog *Rana plancyi* and *Rana limnocharis* inhabiting aquatic ecosystems associated with Pb/Zn/Cu mining. **Science of The Total Environment**, 779: 146139. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146139

HUANG, B.; YUAN, Z.; LI, D.; ZHENG, M.; NIE, X.; LIAO, Y. Effects of soil particle size on the adsorption, distribution, and migration behaviors of heavy metal(loid)s in soil: a review. **Environmental Science: Processes e Impacts**, [S.L.], v. 22, n. 8, p. 1596-1615, 2020. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/d0em00189a>.

HUANG, C.; GE, Y.; YUE, S.; QIAO, Y.; LIU, L. 2021. Impact of soil metals on earthworm communities from the perspectives of earthworm ecotypes and metal bioaccumulation. **Journal of Hazardous Materials**, 406(15): 124738. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.124738

IGUÁ SANEAMENTO. 2023. Disponível em: <https://igua.com.br/rio-de-janeiro/noticias/igua-recebe-licenca-ambiental-para-realizar-dragagem-no-complexo-lagunar-da-barra-e-de-jacarepagua>.

INGERSOLL, C. G.; BRUNSON, E. L.; DWYER, F. J.; HARDESTY, D. K.; KEMBLE, N. E. Use of sublethal endpoints in sediment toxicity tests with the amphipod *Hyaella azteca*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, [S.L.], v. 17, n. 8, p. 1508-1523, ago. 1998. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620170811>.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL. DOQ-CGCRE-008: ORIENTAÇÃO SOBRE VALIDAÇÃO DE MÉTODOS ANALÍTICOS. Duque de Caxias: INMETRO, 2020. 30 p. Disponível em: [http://www.inmetro.gov.br/sidoq/arquivos/cgcre/doq/doq-cgcre-8\\_09.pdf](http://www.inmetro.gov.br/sidoq/arquivos/cgcre/doq/doq-cgcre-8_09.pdf). Acesso em: 05 mar. 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE

INDUSTRIAL. GUM 2008: Avaliação de dados de medição: Guia para a expressão de incerteza de medição. Duque de Caxias: Inmetro/Cicma/Sepin, 2012. 141 p.

ISO (International Organization for Standardization). Draft, Avoidance Test for Testing the Quality of Soils and the Toxicity of Chemicals – Part 1: Test with Earthworms (*Eisenia foetida*). Geneva, Switzerland: ISO, 2008.

ISO (International Organization for Standardization). Soil quality — Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*) — Part 1: Determination of acute toxicity to *Eisenia fetida/andrei*. ISO 11268–2. Geneva, Switzerland. ISO, 2012.

JANSSEN, R.P.T., PEIJNENBURG, W.J.G.M., POSTHUMA, L., VAN DEN HOOP, M.A.G.T. 1997. Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch field soils.I. Relationship between metal partitioning coefficients and soil characteristics. **Environ. Toxicol. Chem.**,16, 2479-2488.

JEGEDE, O. O.; AWUAH, K. F.; RENAUD, M. J.; COUSINS, M.; HALE, B. A.; SICILIANO, S. D. Single metal and metal mixture toxicity of five metals to *Oppia nitens* in five different Canadian soils. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 392, p. 122341, jun. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122341>.

JHO, E. H.; YUN, S. H.; LEE, S. J.; KIM, H.; CHAE, H.; KIM, K. Use of ecotoxicity assessment for determining reusability of treated marine sediment on terrestrial land. **Journal of Soils and Sediments**, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 2306-2315, 24 fev. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-020-02590-7>.

JOHNSON, A.; HÖGFORS-RÖHNHOLM, E.; ENGBLOM, S.; ÖSTERHOLM, R.; ÅSTRÖM, M.; DOPSON, M. 2022. Dredging and deposition of metal sulfide rich river sediments results in rapid conversion to acid sulfate soil materials. **Science of The Total Environment**, 813(20): 151864. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151864

JOUQUET, P.; CHAUDHARY, E.; KUMAR, A. R. V. Sustainable use of termite activity in agro-ecosystems with reference to earthworms. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, [S.L.], v. 38, n. 1, p. 1-11, 20 dez. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-017-0483-1>.

JÚNIOR, W. A. D. Especificação, quantificação, distribuição e transporte de mercúrio em solos contaminados do município de Descoberto, Minas Gerais. **Tese (Doutorado em Química) – Programa de pós graduação em Química, Instituto de Ciências Exatas da Universidade Federal de Minas Gerais**, Belo Horizonte.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; CUNHA, C. N.; MALTCHIK, L. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, [S.L.], v. 24, n. 1, p. 5-22, 15 ago. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.2386>.

KARIMI, F.; RAHIMI, G.; KOLAHCHI, Z. Interaction effects of salinity, sewage sludge, and earthworms on the fractionations of Zn and Cu, and the metals uptake by the earthworms in a Zn- and Cu-contaminated calcareous soil. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 27, n. 10, p. 10565-10580, 15 jan. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-07719-2>.

KAUSHIK P., MEENA S., MATHUR M. Ecotoxicity of sodium arsenite on *Eisenia fetida*. **International Journal of Pharma and Bio Sciences**. 2013;4:483-91.

KAVLOCK, R. J.; DASTON, G. P.; DEROSA, C.; FENNER-CRISP, P.; GRAY, L.; KAATTARI, S.; LUCIER, G.; LUSTER, M.; MAC, M. J.; MACZKA, C. Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors: a report of the u.s. epa-sponsored workshop. **Environmental Health Perspectives**, [S.L.], v. 104, n. 4, p. 715-740, ago. 1996. Environmental Health Perspectives. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.96104s4715>.

KHADAR, S.; SDIRI, A.; CHEKIRBEN, A.; AZOUZI, R.; CHAREF, A. 2020. Integration of sequential extraction, chemical analysis and statistical tools for the availability risk assessment of heavy metals in sludge amended soils. **Environmental Pollution**, 263: 114543. doi: 10.1016/j.envpol.2020.114543

KHWAJA, M. A.; ABBASI, M. S. Mercury poisoning dentistry: high-level indoor air mercury contamination at selected dental sites. **Reviews On Environmental Health**, [S.L.], v. 29, n. 1-2, p. 29-31, 1 jan. 2014. Walter de Gruyter GmbH. <http://dx.doi.org/10.1515/reveh-2014-0010>.

KOTHARI, M. Tijuca lagoon; evictions and human rights in Rio de Janeiro. **Environment and Urbanization**, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 63-73, abr. 1994. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/095624789400600107>.

KYPRITIDOU, Z.; ARGYKARI, A. 2021. Geochemical interactions in the trace element–soil–clay system of treated contaminated soils by Fe-rich clays. **Environmental Geochemistry and Health**, 43: 2483-2503. doi:

KUMAR, P.; KRISHNA, V. Assessment of Scavenging Competence for Cadmium, Lead, Chromium and Nickel Metals by in vivo Grown Zea mays L. using Atomic Absorption Spectrophotometer, **Annals of Ari-Bio Research**, 23(2): 166-168. 2018.

LACERDA, L.D.; GONÇALVES, G.O. Mercury distribution and speciation in waters of the coastal lagoons of Rio de Janeiro, SE Brazil. **Marine Chemistry**, [S.L.], v. 76, n. 1-2, p. 47-58, out. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0304-4203\(01\)00046-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0304-4203(01)00046-9).

LACERDA, V. G.; MAGESTE, A. B.; SANTOS, I. J. B.; SILVA, L. H. M.; SILVA, M. C. H. Separation of Cd and Ni from Ni–Cd batteries by an environmentally safe methodology employing aqueous two-phase systems. **Journal Of Power Sources**, [S.L.], v. 193, n. 2, p. 908-913, set. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jpowsour.2009.05.004>.

LEE, J. D. Química inorgânica: não tão concisa. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda, 527 p. 1999.

LEPSCH, I. F. 19 Lições de Pedologia. São Paulo: Oficina de Textos. 456 p. 2011.

LI, C.; WANG, H.; LIAO, X.; XIAO, R.; LIU, K.; BAI, J.; LI, B.; HE, Q. 2022. Heavy metal pollution in coastal wetlands: A systematic review of studies globally over the past three decades. **Journal of Hazardous Materials**, 424: 127312. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.127312

LI, X.; CHEN, Y.; LIU, C.; HONG, J.; DENG, H.; YU, D. Eutrophication and Related Antibiotic Resistance of Enterococci in the Minjiang River, China. **Microbial Ecology**, [S.L.], v. 80, n. 1, p. 1-13, 14 dez. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00248-019-01464-x>.

LI, Y.; WANG, X.; SUN, Z. Ecotoxicological effects of petroleum-contaminated soil on the earthworm *Eisenia fetida*. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 393, p. 122384, jul. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122384>.

LIBOHOVA, Z.; SEYBOLD, C.; WYSOCKI, D.; WILLS, S.; SCHOENEBERGER, P.; WILLIAMS, C.; LINDBO, D.; STOTT, D.; OWENS, P.R. Reevaluating the effects of soil organic matter and other properties on available water-holding capacity using the National Cooperative Soil Survey Characterization Database. **Journal Of Soil And Water Conservation**, [S.L.], v. 73, n. 4, p. 411-421, 2018. Soil and Water Conservation Society. <http://dx.doi.org/10.2489/jswc.73.4.411>.

LICCO, E. Avaliação de risco como ferramenta complementar ao licenciamento de fontes de poluição envolvendo poluentes tóxicos do ar. **Revista de gestão integrada em saúde do trabalho e meio ambiente**, 3(1). 2008.

LIU, S.; YANG, S.; LIU, X.; YANG, G. 2021. How Dry-Wet cycling regulates the adsorption of metal ions and disposal of hazardous metals at smectites interfaces. **Applied Surface Science**, 562(1): 15108. doi: 10.1016/j.apsusc.2021.150108

LOSKA, K.; WIECHUŁA, D.; KORUS, I. Metal contamination of farming soils affected by industry. **Environment International**, [S.L.], v. 30, n. 2, p. 159-165, abr. 2004. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0160-4120\(03\)00157-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0160-4120(03)00157-0).

LOSOTA J.; BŁOŃSKA E.; ŁYSZCZARZ S.; TIBBETT M. Forest humus type governs heavy metal accumulation in specific organic matter fractions. **Water, Air, e Soil Pollution**, 231: 80. 2020. doi: 10.1007/s11270-020-4450-0.

LUO, W.; VERWEIJ, R. A.; VAN GESTEL, C. A.M. Determining the bioavailability and toxicity of lead contamination to earthworms requires using a combination of physicochemical and biological methods. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 185, p. 1-9, fev. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.017>.

LOUREIRO, S.; FERREIRA, A. L.G.; SOARES, A. M.V.M.; NOGUEIRA, A. J.A. Evaluation of the toxicity of two soils from Jales Mine (Portugal) using aquatic

bioassays. **Chemosphere**, [S.L.], v. 61, n. 2, p. 168-177, out. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.02.070>.

LOUREIRO, D. D.; ARAUJO, C. L.; MACHADO, W.; SOARES, T.; COSTA, B. G.; GRIPP, E.; LACERDA, L. D. Balanço do mercúrio numa lagoa costeira hipertrófica (Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro). **Oecologia Australis**, [S.L.], v. 16, n. 03, p. 365-390, nov. 2012. *Oecologia Australis*. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.05>.

LOURENÇO, J.; SILVA, A.; CARVALHO, F.; OLIVEIRA, J.; MALTA, M.; MENDO, S.; GONÇALVES, F.; PEREIRA, R. Histopathological changes in the earthworm *Eisenia andrei* associated with the exposure to metals and radionuclides. **Chemosphere**, [S.L.], v. 85, n. 10, p. 1630-1634, nov. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.08.027>.

LU, J.; YUAN, F.; ZHANG, F.; ZHAO, Q. The study on heavy metal distribution in the sediment of middle tidal flat in Yangtze Estuary, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 7, p. 557. 2016.

LU, K.; YANG, X.; GIELEN, G.; BOLAN, N.; OK, Y. S.; NIAZI, N. K.; XU, S.; YUAN, G.; CHEN, X.; ZHANG, X. Effect of bamboo and rice straw biochars on the mobility and redistribution of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in contaminated soil. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 186, p. 285-292, jan. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.068>.

LUKKARI, T.; AATSINKI, M.; VÄISÄNEN, A.; HAIMI, J. Toxicity of copper and zinc assessed with three different earthworm tests. **Applied Soil Ecology**, [S.L.], v. 30, n. 2, p. 133-146, out. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.02.001>.

LUMBRERAS, J.F. e GOMES, J.B.V. 2004. Mapeamento Pedológico e Interpretações Úteis ao Planejamento Ambiental do Município do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Embrapa Solos.

LUZ, C. P.; LEITE, R. S. The Rio 16 Olympic Games: no gold medal for human rights respect. **Revista Pensamento Jurídico**, 11(2): 303-324. 2017.

MACENA, L. G. P.; FEITOSA, R. C.; VIEIRA, C. B.; ARAÚJO, I. T.; TANIUCHI, M.; MIAGOSTOVICH, M. P. Microbiological assessment of an urban lagoon system in the coastal zone of Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.L.], v. 28, n. 1, p. 1170-1180, 24 ago. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-10479-8>.

MAGALHAES, D.P.; FERRAO FILHO, A.S. A Ecotoxicologia como ferramenta no Biomonitoramento de Ecossistemas Aquáticos. **Oecol. Bras.**, v. 12, n.3, pp. 355-381. 2008.

MAGALHÃES, L.; NOYMA, N. P.; FURTADO, L. L.; MUCCI, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; HUSZAR, V. L. M.; MARINHO, M. M.; LÜRLING, M. Efficacy of Coagulants and Ballast Compounds in Removal of Cyanobacteria (*Microcystis*) from

Water of the Tropical Lagoon Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil). **Estuaries and Coasts**, [S.L.], v. 40, n. 1, p. 121-133, 1 jul. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12237-016-0125-x>.

MANAP, N.; VOULVOULIS, N. Environmental management for dredging sediments – The requirement of developing nations. **Journal of Environmental Management**, [S.L.], v. 147, p. 338-348, jan. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.024>.

MANFRA, L.; CANEPA, S.; PIAZZA, V.; FAIMALI, M. Lethal and sublethal endpoints observed for *Artemia* exposed to two reference toxicants and an ecotoxicological concern organic compound. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.L.], v. 123, p. 60-64, jan. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.08.017>.

MARKERT, B. A.; BREURE, A. M.; ZECHMEISTER, H. G. (Ed.). *Bioindicators and biomonitors*. Elsevier, 2003.

MASTERPLAN consultoria de projetos e meio ambiente. Estudo de Impacto Ambiental (EIA) das Obras de Prolongamento do enrocamento (molhe) existente na entrada do canal da Joatinga e as melhorias da circulação hídrica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá. Rio de Janeiro, RJ, 2015. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/eia-rima-2015>> Acesso em: 25 de setembro 2022.

MATSCHULLAT, J.; BORBA, R. P.; DESCHAMPS, E.; FIGUEIREDO, B. R.; GABRIO, T.; SCHWENK, M. Human and environmental contamination in the Iron Quadrangle, Brazil. **Applied Geochemistry**, [S.L.], v. 15, n. 2, p. 181-190, fev. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0883-2927\(99\)00039-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0883-2927(99)00039-6).

MCHERGUI, C.; AUBERT, M.; BUATOIS, B.; AKPA-VINCESLAS, M.; LANGLOIS, E.; BERTOLONE, C.; LAFITE, R.; SAMSON, S.; BUREAU, F. Use of dredged sediments for soil creation in the Seine estuary (France): importance of a soil functioning survey to assess the success of wetland restoration in floodplains. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 71, p. 628-638, out. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.064>.

MEHARG, A. A.; SHORE, R. F.; BROADGATE, K. Edaphic factors affecting the toxicity and accumulation of arsenate in the earthworm *Lumbricus terrestris*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, [S.L.], v. 17, n. 6, p. 1124-1131, jun. 1998. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620170620>.

MENCH M.; VANGRONVELD J.; CLIJSTERS H.; LEPP N. W.; EDWARDS R. In situ metal immobilization and phytostabilization of contaminated soils. In: Terry N e Bañuelos G (Eds) **Phytoremediation of Contaminated Soil and Water** (pp 323–358). Lewis Publ., Boca Raton, FL. 2000.

MEMON, A. Q.; AHMED, S.; BHATTI, Z. A; MAITLO, G.; SHAH, A. K.; MAZARI, A. A; MUHAMMAD, A.; JATOI, A. S.; KANDHRO, G. A. 2021. Experimental investigations of arsenic adsorption from contaminated water using chemically activated hematite (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) iron ore 28: 12898-12908. doi: 10.1007/s11356-020-11208-x

MOFFAT, I.; MARTINOVA, N.; SEIDEL, C.; THOMPSON, C.M. Hexavalent chromium in drinking water. **Journal-American Water Works Association**, v. 110, n. 5, p. E22-E35. 2018.

MONTE, C. N.; RODRIGUES, A. P. C.; FREITAS, A. F.; BRAZ, B. F.; FREIRE, A. S.; CORDEIRO, R. C.; SANTELLI, R. E.; MACHADO, W. T. V. Ecological risks associated to trace metals of contaminated sediments from a densely urbanized tropical eutrophic estuary. **Environmental Monitoring and Assessment**, 193: 767. 2021. doi: 10.1007/s10661-021-09552-7.

MONTE, C.; CESAR, R.; RODRIGUES, A. P.; SIQUEIRA, D.; SERRANO, A.; ABREU, .; TEIXEIRA, M.; VEZZONE, M.; POLIVANOV, H.; CASTILHOS, Z. Spatial variability and seasonal toxicity of dredged sediments from Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil): acute effects on earthworms. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.L.], v. 25, n. 34, p. 34496-34509, 11 out. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-3338-7>.

MORALES, S. J. D.; GUERRA, J. V.; NUNES, M. A. S.; MARTINS, M. V. A.; SOUZA, A. M.; GERALDES, M. C. ANTHROPOGENIC IMPACTS ON THE WESTERN SECTOR OF SEPETIBA BAY (SE DO BRAZIL) ACCESSED BY THE PB ISOTOPE COMPOSITION OF SURFACE SEDIMENTS. **Journal of Sedimentary Environments**, [S.L.], v. 4, n. 3, p. 291-311, 14 set. 2019. Universidade de Estado do Rio de Janeiro. <http://dx.doi.org/10.12957/jse.2019.45269>.

MOREIRA, L.B.; SAES, R.V.T.; PERES, T.F.; TANIGUCHI, S.; BÍCEGO, M.C.; MARINS, R.V.; ABESSA, D.M.s.A. Toxicity of sediments and dredged material from a semi-arid coastal system to marine invertebrates. **Ecotoxicology And Environmental Contamination**, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 79-89, 1 dez. 2019. Ecotoxicology and Environmental Contamination. <http://dx.doi.org/10.5132/eec.2019.01.10>.

MOREIRA, S. D. Degradação ambiental no complexo lagunar de Jacarepaguá na cidade do Rio de Janeiro: o papel da governança. 2020. 172 f. **Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Urbana e Ambiental, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, 2020.

MÜLLER, G. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins-Veränderungen seit. *Umschau*, v. 24, p. 778-783, 1979.

NASCARELLA, M. A.; STOFFOLANO, J. G.; STANEK, Ed. J.; KOSTECKI, P. T.; CALABRESE, E. J. Hormesis and stage specific toxicity induced by cadmium in an insect model, the queen blowfly, *Phormia regina* Meig. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 124, n. 2, p. 257-262, Jul. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491\(02\)00479-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00479-7).

NASCIMENTO, J. R.; SABADINI-SANTOS, E.; CARVALHO, C.; KEUNECKE, K. A.; CESAR, R.; BIDONE, E. D. Bioaccumulation of heavy metals by shrimp (*Litopenaeus schmitti*): a dose-response approach for coastal resources management. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 114, n. 2, p. 1007-1013, jan. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.013>.

NASIR, M. J.; WAHAB, A.; AYAZ, T.; KHAN, S.; LEI, M. 2023. Assessment of heavy metal pollution using contamination factor, pollution load index, and geoaccumulation index in Kalpani River sediments, Pakistan. **Arabian Journal of Geosciences**, 16: 143. doi: 10.1007/s12517-023-11231-5

NATAL-DA-LUZ, T.; TIDONA, S.; JESUS, B.; MORAIS, P. V.; SOUSA, J. P. The use of sewage sludge as soil amendment. The need for an ecotoxicological evaluation. **Journal of Soils and Sediments**, [S.L.], v. 9, n. 3, p. 246-260, 20 mar. 2009. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-009-0077-x>.

NEUMANN-LEITÃO S.; EL-DEIR, S. Bioindicadores da Qualidade Ambiental. Recife: Instituto Brasileiro Pró-Cidadania. Recife, 298 p. p.17-27. 2009.

NEWTON, A.; BRITO, A. C.; ICELY, J. D.; DEROLEZ, V.; CLARA, I.; ANGUS, S.; SCHERNEWSKI, G.; INÁCIO, M.; LILLEBØ, A. I.; SOUSA, A. I. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. **Journal for Nature Conservation**, [S.L.], v. 44, p. 50-65, jul. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2018.02.009>.

NEWTON, A.; BRITO, A. C.; ICELY, J. D.; DEROLEZ, V.; CLARA, I.; ANGUS, S.; SCHERNEWSKI, G.; INÁCIO, M.; LILLEBØ, A. I.; SOUSA, A. I. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. **Journal For Nature Conservation**, [S.L.], v. 44, p. 50-65, jul. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2018.02.009>.

NFOR, B.; FAI, P. B. A.; TAMUNGANG, S. T.; FOBIL, J. N.; BASU, N. 2022. Soil Contamination and Bioaccumulation of Heavy Metals by a Tropical Earthworm Species (*Alma nilotica*) at Informal E-Waste Recycling Sites in Douala, Cameroon. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 41(2): 356-368. doi: 10.1002/etc.5264

NIEMEYER, J. C.; MOREIRA-SANTOS, M.; RIBEIRO, R.; RUTGERS, M.; NOGUEIRA, M. A.; SILVA, E. M.; SOUSA, J. P. Ecological Risk Assessment of a Metal-Contaminated Area in the Tropics. Tier II: detailed assessment. **Plos One**, [S.L.], v. 10, n. 11, p. 0141772, 3 nov. 2015. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0141772>.

NILIN, J.; SANTOS, A. A. O.; NASCIMENTO, M. K. S. Ecotoxicology assay for the evaluation of environmental water quality in a tropical urban estuary. **Anais Da Academia Brasileira de Ciências**, 91(1). 2018.

NIVA, C. C.; BROWN, G. G. Ecotoxicologia terrestre: métodos e aplicações dos ensaios com oligoquetas. **Embrapa Cerrados-Livro científico (ALICE)**, 2019.

NIVA, C. C.; NIEMEYER, J. C.; JÚNIOR, F. M. R. S.; NUNES, M. E. T.; SOUSA, D. L.; ARAGÃO, C. W. S.; SAUTTER, K. D.; ESPINDOLA, E. G.; SOUSA, J. P.; RÖMBKE, J. Soil ecotoxicology in Brazil is taking its course. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.L.], v. 23, n. 11, p. 11363-11378, 12 abr. 2016.

Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6597-1>.

NOBRE, R.L.; CARNEIRO, L.S.; PANEK, S.E.; GONZALEZ, M.J.; VANNI, M.J. Fish, including their carcasses, are net nutrient sources to the water column of a eutrophic lake. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 340. 2019.

OBOUR, P. B.; JENSEN, J. L.; LAMANDÉ, M.; WATTS, C. W.; MUNKHOLM, L. J. Soil organic matter widens the range of water contents for tillage. **Soil And Tillage Research**, [S.L.], v. 182, p. 57-65, out. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2018.05.001>.

O DIA (Jornal). 2023. Disponível em: <https://odia.ig.com.br/rio-de-janeiro/2023/07/6673629-nova-licenca-ambiental-permite-obras-de-dragagem-no-complexo-lagunar-da-barra.html>.

OLIVEIRA, V. B. de M.; BIANCHI, M. O.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Hazard assessment of the pesticides KRAFT 36 EC and SCORE in a tropical natural soil using an ecotoxicological test battery. **Environmental Toxicology and Chemistry**, [S.L.], v. 37, n. 11, p. 2919-2924, 23 fev. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.4056>.

OWOJORI, O. J.; REINECKE, A. J. Differences in ionic properties of salts affect saline toxicity to the earthworm *Eisenia fetida*. **Applied Soil Ecology**, [S.L.], v. 83, p. 247-252, nov. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.05.019>.

OWOJORI, O. J.; REINECKE, A. J.; ROZANOV, A. B. The combined stress effects of salinity and copper on the earthworm *Eisenia fetida*. **Applied Soil Ecology**, [S.L.], v. 41, n. 3, p. 277-285, mar. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.11.006>.

PARK, J.; SHIN, K.; CHOI, S.; KIM, G.; DEPUYDT, S.; DE SAEGER, J.; HEYDENRICKX, P. M.; WU, D.; ASSELMAN, J.; JANSSEN, C.; HAN, T. 2023. Evaluating ecotoxicological assays for comprehensive risk assessment of toxic metals present in industrial wastewaters in the Republic of Korea. **Science of The Total Environment**, 867(1): 161536. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.161536

PAVITHRA, K. G.; SUNDARRAJAN, P.; KUMAR, P. S.; RANGASAMY, G. Mercury sources, contaminations, mercury cycle, detection and treatment techniques: a review. **Chemosphere**, [S.L.], v. 312, p. 137314, jan. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137314>.

PELLERIN, A.; ANTLER, G.; RØY, H.; FINDLAY, A.; BEULIG, F.; SCHOLZE, C.; TURCHYN, A. V.; JØRGENSEN, B. B. The sulfur cycle below the sulfate-methane transition of marine sediments. **Geochimica Et Cosmochimica Acta**, [S.L.], v. 239, p. 74-89, out. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gca.2018.07.027>.

PEREIRA, C.; LOPES, I.; SOUSA, J.P.; CHELINHO, S. Effects of NaCl and seawater induced salinity on survival and reproduction of three soil invertebrate species. **Chemosphere**, [S.L.], v. 135, p. 116-122, set. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.094>.

PEREIRA, E.; BAPTISTA-NETO, J. A.; SMITH, B. J.; MCALLISTER, J. J. The contribution of heavy metal pollution derived from highway runoff to Guanabara Bay sediments: rio de janeiro / brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [S.L.], v. 79, n. 4, p. 739-750, dez. 2007. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0001-37652007000400013>.

PEREIRA, E., BRAGA, P.M.C., MENDES, C.T., BERGAMASCHI, S. 2012. "Sedimentação Quaternária na planície costeira de Jacarepaguá e Guaratiba (Estado do Rio de Janeiro)". In: Rodrigues, M.A., Pereira, S.D., Santos, S.B. (eds), *Baía de Sepetiba: estado da arte*. Rio de Janeiro, Corbã, p. 63-82.

PÉREZ, A.; MACHADO, W.; GUTIERREZ, Di.; SMOAK, J. M.; BREITHAUPT, J. L.; SALDARRIAGA, M. S.; SANDERS, L.; MAROTTA, H.; SANDERS, C. J. Carbon and nutrient accumulation in mangrove sediments affected by multiple environmental changes. **Journal of Soils and Sediments**, [S.L.], v. 20, n. 5, p. 2504-2509, 31 mar. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-020-02612-4>.

RAMOS, J. Z.; DOMINGOS, L. M. B.; CASTILHOS, Z. C. DIRETRIZES BASICAS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE RESULTADOS ANALÍTICOS. Rio de Janeiro: Cetem/McTi, 2018. 30 p. (ESTUDOS E DOCUMENTOS, 97). Disponível em: <https://mineralis.cetem.gov.br/handle/cetem/2234>. Acesso em: 29 jan. 2023.

RAND, G. M. *Fundamentals of Aquatic Toxicology, Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment*. 2 nd ed., Taylor and Francis, Washington, D.C., 1995.

RATH, S.; PEREIRA, L. A.; BOSCO, S. M. D.; MANIERO, M. G.; FOSTIER, A. H.; GUIMARÃES, J. R. Fate of ivermectin in the terrestrial and aquatic environment: mobility, degradation, and toxicity towards daphnia similis. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.L.], v. 23, n. 6, p. 5654-5666, 18 nov. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5787-6>.

REBELO, L. P. "Diagnóstico da qualidade da água do Complexo Lagunar de Jacarepaguá de 2001 a 2015". **Monografia (Engenharia Ambiental), Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro**. 2016.

REIMANN, C.; GARRETT, R. G. Geochemical background—concept and reality. **Science of The Total Environment**, [S.L.], v. 350, n. 1-3, p. 12-27, nov. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.047>.

REIS, F. O.; GARCIA, E. M.; VOLCÃO, L. M.; TAVELLA, R. A.; BRUM, R. L.; MÜLLER, L.; CORREA, E. K.; VENTURA-LIMA, J.; SILVA JÚNIOR, F. M. R. Arsenite and arsenate toxicity in the earthworm *Eisenia andrei* (Bouché 1972) in natural soil and tropical artificial soil. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 30, n. 5, p. 12872-12882, 17 set. 2022. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-022-23025-5>.

RENAUD, M.; CHELINHO, S.; ALVARENGA, P.; MOURINHA, C.; PALMA, P.; SOUSA, J. P.; NATAL-DA-LUZ, T. Organic wastes as soil amendments – Effects

assessment towards soil invertebrates. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 330, p. 149-156, maio 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.01.052>.

RICHARSON, J. B.; GÖRRES, J. H.; SIZMUR, T. 2020. Synthesis of earthworm trace metal uptake and bioaccumulation data: Role of soil concentration, earthworm ecophysiology, and experimental design. **Environmental Pollution**, 262: 114126. doi: 10.1016/j.envpol.2020.114126

RIGUETTI, A.L. Avaliação espaço-temporal do grau de trofia em lagoas costeiras da cidade do Rio de Janeiro: Aplicação de índices de estado trófico. 2009. 136 f. **Dissertação (Mestrado em Química Ambiental) - Instituto de Química, Universidade do Estado do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, 2009.

ROCHA, A. F. “Cádmio, Chumbo, Mercúrio - A Problemática Destes Metais Pesados na Saúde Pública”. **Monografia (Faculdade de Ciências da Nutrição e Alimentação), Universidade do Porto**, Portugal. 2009.

RODRIGUES, A. P. C.; CARVALHEIRA, R. G.; GOMES, V.; ARIAS, A. R. L.; ALMOSNY, N. R. P.; CASTILHOS, Z. C.; BIDONE, E. D. Acetylcholinesterase Activity in Fish Exposed to Mercury in Guanabara Bay, RJ, Brazil. **Environmental Pollution and Protection**, v. 3, p. 91-99, 2018.

RODRIGUES, A. S. DE L.; MALAFAIA, G. Efeitos Da Exposição Ao Arsênio Na Saúde Humana. **Rev. Saúde.Com**, v. 4, n. 2, p. 148–159, 2008.

RODRIGUES, I. Y. D. C. *et al.* Ecological Risk Assessment in Sediments from the Urbanized Lagoon of the Olympic Park. Iranian (Iranica) **Journal of Energy e Environment**, v. 11, n. 4, p. 287-291, 2020.

RODRIGUES, P. A.; FERRARI, R. G.; HAUSER-DAVIS, R. A.; SANTOS, L. N.; CONTE-JUNIOR, C. A. Dredging Activities Carried Out in a Brazilian Estuary Affect Mercury Levels in Swimming Crabs. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [S.L.], v. 17, n. 12, p. 4396, 18 jun. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph17124396>.

ROMERO-BLANCO, A.; ALONSO, A. 2022. Laboratory versus wild populations: the importance of population origin in aquatic ecotoxicology. **Environmental Science and Pollution Research**, 29: 22798-22808. doi: 10.1007/s11356-021-17370-0

SAIEG-FILHO, E. Ecologia do Fitoplâncton Marginal das Lagunas da Baixada de Jacarepaguá, Rio de Janeiro-RJ. **Monografia de Bacharelado em biologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, Brasil. 150p. 1986.

SAKUMA, M. Probit analysis of preference data. Applied Entomology And Zoology, [S.L.], v. 33, n. 3, p. 339-347, 1998. **Japanese Society of Applied Entomology e Zoology**. <http://dx.doi.org/10.1303/aez.33.339>.

SANTOS, A. C.; ROMÃO, L. P. C.; OLIVEIRA, V. L.; SANTOS, M. C.; GARCIA, C. A. B.; PESCARA, I. C.; ZARA, L. F. Characterization of interactions between natural

organic matter and metals by tangential-flow ultrafiltration and ICP OES. **Journal of The Brazilian Chemical Society**, [S.L.], v. 22, n. 1, p. 98-103, jan. 2011.

FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-50532011000100013>.

SANTOS, D.; CESAR, R. G.; POLIVANOV, H.; LOURENCO, R. S.; KOIFMAN, G. T.; FERNANDES, Y. R. A. Salinização de solos em cenário de aumento do nível do mar na Baixada de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ): toxicidade para minhocas.

**REVISTA BRASILEIRA DE GEOGRAFIA FÍSICA**, v. 15, p. 2260-2278, 2022.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBREAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAUJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. (org.). **Brazilian Soil Classification System**. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018.

SCHEPIS, W.; MEDEIROS, T.; ABESSA, D.; SILVA, S. Toxicidade aguda e contaminação por metais em sedimentos do rio dos Bugres, Ilha de São Vicente, SP. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 20, n. 1, p. 42-53. 2016.

SCHLEE, M. B.; JARA, S. M.; MARTINEZ, M. I.; NETTO, A. L. C. Effects of Urban Occupation in Rivers Morphology: the case study of upper pedras river, in jacarepaguá district, at the tijuca massif. **Climate Change Management**, [S.L.], p. 145-166, 24 out. 2017. Springer International Publishing. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-56946-8\\_9](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-56946-8_9).

SEMADS - Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. 2001. Bacias Hidrográficas e Rios Fluminenses - Síntese Informativa por Macrorregião Ambiental. Cooperação Técnica Brasil-Alemanha, Projeto PLANÁGUA - SEMADS/GTZ. Rio de Janeiro, 73p.

SHAHMANSOURI, M.R., POURMOGHADIS, H., PARVARESH, A.R., ALIDADI, H. 2005. Heavy metals bioaccumulation by Iranian and Australian earthworms (*Eisenia fetida*) in the sewage sludge vermicomposting. **Iranian J. Env. Health Sci Eng.**,2(1), 28-32

SHAO, B.; LUO, J.; HE, M.; TIAN, L.; HE, W.; XU, L.; ZHANG, Z.; LIN, Y. Ecological risk assessment at the food web scale: a case study of a mercury contaminated oilfield. **Chemosphere**, [S.L.], v. 260, p. 127599, dez. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127599>.

SHARMA, D. K.; TOMAR, S.; CHAKRABORTY, D. Role of Earthworm in Improving Soil Structure and Functioning. **Current Science**, [S.L.], v. 113, n. 06, p. 1064, 25 set. 2017. Current Science Association. <http://dx.doi.org/10.18520/cs/v113/i06/1064-1071>.

SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.L.], v. 66, n. 2, p. 258-266, fev. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.11.007>.

SHI, M.; MIN, X.; KE, Y.; LIN, Z.; YANG, Z.; WANG, S.; PENG, N.; YAN, X.; LUO, S.;

WU, J.; WEI, Y. 2021. Recent progress in understanding the mechanism of heavy metals retention by iron (oxyhydr)oxides. **Science of The Total Environment**, 752(15): 141930. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141930

SILORI, R.; KUMAE, M.; MAHAPATRA, D. M.; BISWAS, P.; VELLANKI, B. P.; MAHLKNECHT, J.; TAUSEEF, S. M.; BARCELO, D. 2023. Prevalence of Endocrine Disrupting Chemicals in the urban wastewater treatment systems of Dehradun, India: Daunting presence of Estrone. **Environmental Research**, 235(15): 116673. doi: 10.1016/j.envres.2023.116673

SILVA, K.; GUIMARÃES, T.; WASSERMAN, J. C. Distribuição espacial da concentração de nutrientes em sedimentos na Laguna hipersalina de Araruama – RJ, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, [S.L.], v. 33, n. 1, p. 16-27, 12 fev. 2019. *Geochimica Brasiliensis*. <http://dx.doi.org/10.21715/gb2358-2812.2019331016>.

SILVA, L.B.C. “Avaliação espaço-temporal de metais pesados no Rio Paraíba do sul e Rio Imbé por meio de plantas de *Eichhornia crassipes* (mart.) Solms (aguapé), sétton e sedimento”. **Dissertação de Mestrado (Ecologia e Recursos Naturais), Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro**, Campos dos Goytacazes. 2008.

SILVA, L.B.C.; MOLISANI, M.M. Revisão histórica sobre o estado trófico de lagoas costeiras do estado do Rio de Janeiro. Campos dos Goytacazes, RJ: **Essentia**, 105p. 2019.

SILVA, L. M. F. Abordagem de grupos funcionais no estudo da dinâmica fitoplanctônica da Lagoa de Marapendi, Complexo Lagunar de Jacarepaguá, RJ. 2012. 85 f. **Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Universidade do Estado do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, 2012.

SILVA, R.F. A paisagem do Quadrilátero Ferrífero, MG: potencial para o uso turístico da sua geologia e geomorfologia. 144f. **Dissertação (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais**, Belo Horizonte. 2007.

SILVEIRA, S. M. T.; MANSUR, K. L.; RAMOS, R. R. C. Reflexões sobre geoética e a instalação de megaempreendimentos: o caso do terminal ponta negra e os beachrocks de darwin, jacaré (RJ). **Geologia Usp**. Série Científica, [S.L.], v. 23, n. 2, p. 65-74, 19 jun. 2023. Universidade de São Paulo. Agência de Bibliotecas e Coleções Digitais. <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9095.v23-204652>.

SINGH, S.; SINGH, J.; VIG, A. P. Earthworm as ecological engineers to change the physico-chemical properties of soil: soil vs vermicast. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 90, p. 1-5, maio 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.072>.

SIQUEIRA, D.; CESAR, R.; LOURENÇO, R.; SALOMÃO, A.; MARQUES, M.; POLIVANOV, H.; TEIXEIRA, M.; VEZZONE, M.; SANTOS, D.; KOIFMAN, G. Terrestrial and aquatic ecotoxicity of iron ore tailings after the failure of VALE S.A

mining dam in Brumadinho (Brazil). **Journal of Geochemical Exploration**, [S.L.], v. 235, p. 106954, abr. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2022.106954>.

SIVAKUMAR, S. Effects of metals on earthworm life cycles: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, 187: 530. 2015. doi: 10.1007/s10661-015-4742-9.

SIVAKUMAR, S.; SUBBHURAAM, C.V. Toxicity of chromium (III) and chromium (VI) to the earthworm *Eisenia fetida*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.L.], v. 62, n. 1, p. 93-98, set. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.08.006>.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here?. **Trends In Ecology e Evolution**, [S.L.], v. 24, n. 4, p. 201-207, abr. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>.

SOUZA, L. B.; LIMA, P. S.; SANTOS, S. R. Da teoria dos Geossistemas à Geografia Física Crítica: o que há de novo na busca por abordagens integradoras na ciência geográfica? **Revista Okara: Geografia em Debate**, João Pessoa, v. 14, n. 1, p. 122-136, jan.

SOUZA, M. L. **Ambientes e territórios: uma introdução à ecologia política**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2019.

SUNGUR, A.; SOYLAK, M.; YILMAZ, E.; YILMAZ, S.; OZCAN, H. Characterization of Heavy Metal Fractions in Agricultural Soils by Sequential Extraction Procedure: the relationship between soil properties and heavy metal fractions. **Soil And Sediment Contamination: An International Journal**, [S.L.], v. 24, n. 1, p. 1-15, 21 out. 2014. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/15320383.2014.907238>.

TEIXEIRA M.; CESAR R.; ABESSA D.; SIQUEIRA C.; LOURENÇO R.; VEZZONE M.; FERNANDES Y.; KOIFMAN G.; PERINA F. C.; DOS ANJOS R. M.; POLIVANOV H.; CASTILHOS Z. Ecological risk assessment of metal and hydrocarbon pollution in sediments from an urban tropical estuary: Tijuca lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, in press. 2022. doi: 10.1007/s11356-022-22214-6.

TENG, M.; ZHAO, X.; WANG, C.; ZHOU, L.; WU, X.; WU, F. Combined toxicity of chlorpyrifos, abamectin, imidacloprid, and acetamiprid on earthworms (*Eisenia fetida*). **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 29, n. 36, p. 54348-54358, 17 mar. 2022. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-18025-w>.

TREVISAN, C. L.; VICENTE, M. C.; ROCHA, B. C. S.; WASSERMAN, J. Development of a Dredging Sensitivity Index, applied to an industrialized coastal environment in Brazil. **Science of The Total Environment**, [S.L.], v. 748, p. 141294, dez. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141294>.

TRUHAUT, R. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.L.], v. 1, n. 2, p. 151-173, set. 1977. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0147-6513\(77\)90033-1](http://dx.doi.org/10.1016/0147-6513(77)90033-1).

TUREKIAN, K. K.; WEDEPOHL, K. H. Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust. **Geological Society of America Bulletin**, [S.L.], v. 72, n. 2, p. 175, 1961. Geological Society of America. [http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606\(1961\)72\[175:doteis\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606(1961)72[175:doteis]2.0.co;2).

URE, A.M.; DAVIDSON, C.M. Chemical speciation in the environment. 2. Ed. Glasgow, Blackie. 2001.

VERDÚ, I.; TRIHO, D.; MARTÍNEZ-GUITARTE, J. J.; NOVO, M. 2018. Bisphenol A in artificial soil: Effects on growth, reproduction and immunity in earthworms. **Chemosphere**, 190: 287-295. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.09.122

VEZZONE M.; CESAR R.; POLIVANOV H.; SERRANO A.; SIQUEIRA D.; ABREU L.; BIANCHI M.; CORREIA M. E.; CASTILHOS Z.; DE CAMPOS T. Ecotoxicological evaluation of dredged sediments from Rodrigo de Freitas Lagoon (Rio de Janeiro State, Brazil) using bioassays with earthworms and collembolans. **Environmental Earth Sciences**, 77:743. 2018. doi: 10.1007/s12665-018-7930-4.

VEZZONE, M, T, R. Indicadores geoquímicos e biológicos na avaliação da qualidade dos sedimentos da Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ): risco ecológico aos ecossistemas aquático e de solo. 2019. **Tese (Doutorado em Geologia) – Programa de pós graduação em Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro.

VEZZONE, M.; CESAR, R. G.; POLIVANOV, H.; SERRANO, A. F.; NASCIMENTO, M. T.; SIQUEIRA, D. M.; RODRIGUES, A. P. C.; MONTE, C.; CASTILHOS, Z. C.; CAMPOS, T. M. P.. Influence of Salinity on the Toxicity of Dredged Sediments from Estuarine Rodrigo de Freitas Lagoon and Guanabara Bay (RJ): toxic effects on earthworms. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, [S.L.], v. 42, n. 4, p. 07-17, 12 dez. 2019. Instituto de Geociências - UFRJ. [http://dx.doi.org/10.11137/2019\\_4\\_07\\_17](http://dx.doi.org/10.11137/2019_4_07_17).

VEZZONE, M.; CESAR, R.; POLIVANOV, H.; LOURENÇO, R.; TEIXEIRA, M.; SERRANO, A.; CASTILHOS, Z.; CAMPOS, T. Technogenic deposits formed from dredged sediments deposition: toxic effects on earthworms. **Journal of Soils And Sediments**, [S.L.], v. 20, n. 11, p. 3994-4006, 28 jul. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-020-02737-6>.

VICQ, R.; MATSCHULLAT, J.; LEITE, M. G. P.; NALINI JUNIOR, H. A.; MENDONÇA, F. P. C. Iron Quadrangle stream sediments, Brazil: geochemical maps and reference values. **Environmental Earth Sciences**, [S.L.], v. 74, n. 5, p. 4407-4417, 17 maio 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-015-4508-2>.

VIJVER, M. G.; VINK, J. P. M.; MIERMANS, C. J. H.; VAN GESTEL, C. A. M. 2003. Oral sealing using glue: a new method to distinguish between intestinal and dermal

uptake of metals in earthworms. **Soil Biology and Biochemistry**, 35(1): 125-132. doi: 10.1016/S0038-0717(02)00245-6

VINCENZO, A.; COVELLI, C.; MOLINO, A.; PANNONE, M.; CICCAGLIONE, M.; MOLINO, B. Long-Term Management Policies of Reservoirs: possible re-use of dredged sediments for coastal nourishment. **Water**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 15, 21 dez. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w11010015>.

WALKER, D. J.; CLEMENTE, R.; ROIG, A.; BERNAL, M. P. The effects of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 122, n. 2, p. 303-312, abr. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491\(02\)00287-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00287-7).

WANG, J.; LI, Z.; ZHU, Q.; WANG, C.; TANG, X. 2023a. Review on arsenic environment behaviors in aqueous solution and soil. **Chemosphere**, 333: 138869. doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.138869

WANG, K.; QIAO, Y.; ZHANG, H.; YUE, S.; LI, H.; JI, X.; LIU, L. Bioaccumulation of heavy metals in earthworms from field contaminated soil in a subtropical area of China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.L.], v. 148, p. 876-883, fev. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.058>.

WANG, K.; QIAO, Y.; ZHANG, H.; YUE, S.; LI, H.; JI, X.; LIU, L. Bioaccumulation of heavy metals in earthworms from field contaminated soil in a subtropical area of China. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 148, p. 876-883, fev. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.058>.

WANG, P.; PENG, H.; LIU, J.; ZHU, Z.; BI, X.; YU, Q.; ZHANG, J. Effects of exogenous dissolved organic matter on the adsorption–desorption behaviors and bioavailabilities of Cd and Hg in a plant–soil system. **Science of The Total Environment**, [S.L.], v. 728, p. 138252, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138252>.

WANG, W.; YANG, L.; GAO, D.; YU, M.; JIANG, S.; LI, J.; ZHANG, J.; FENG, X.; TAN, W.; LIU, F.; YIN, M.; YIN, H. 2024. Characteristics of iron (hydr)oxides and Cr(VI) retention mechanisms in soils from tropical and subtropical areas of China. **Journal of Hazardous Materials**, 465(5): 133107. doi: 10.1016/j.jhazmat.2023.133107

WANG Z.; XUE, W.; QI, F.; ZHANG, Z.; LI, C.; CAO, X.; CUI, X.; WANG, N.; CUI, Z. 2023b. How do different arsenic species affect the joint toxicity of perfluorooctanoic acid and arsenic to earthworm *Eisenia fetida*: A multi-biomarker approach. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 251: 114528. doi: 10.1016/j.ecoenv.2023.114528

WARRA, A. A.; AZIZ, A. B. A.; ZAMAN, T. K.; ABIDIN, T. Z. 2023. Medical geology and overview of studies from Africa and Asia. **CABI One Health**, 2:1. doi: 10.1079/cabionehealth.2023.0018

WASSERMAN, J. C.; HACON, S.; WASSERMAN, M. A. Biogeochemistry of Mercury in the Amazonian Environment. *Ambio: A Journal of the Human Environment*, [S.L.], v. 32, n. 5, p. 336-342, ago. 2003. Royal Swedish Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-32.5.336>.

WEI, S.; TAN, W.; LIU, F.; ZHAO, W.; WENG, L. Surface properties and phosphate adsorption of binary systems containing goethite and kaolinite. *Geoderma*, [S.L.], v. 213, p. 478-484, jan. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.09.001>.

WU, J. P.; CHEN, H. Effects of cadmium and zinc on oxygen consumption, ammonium excretion, and osmoregulation of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*). *Chemosphere*, [S.L.], v. 57, n. 11, p. 1591-1598, dez. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.07.033>.

WU, M.; QI, C.; CHEN, Q.; LIU, H. 2023. Evaluating the metal recovery potential of coal fly ash based on sequential extraction and machine learning. *Environmental Research*, 224(1): 115546. doi: 10.1016/j.envres.2023.115546

XU, G.; LIN, X.; YU, Y. 2023. Different effects and mechanisms of polystyrene micro- and nano-plastics on the uptake of heavy metals (Cu, Zn, Pb and Cd) by lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Environmental Pollution*, 326(2): 120656. doi: 10.1016/j.envpol.2022.120656

XU, Q.; ZHAO, L.; WANG, Y.; XIE, Q.; YIN, D.; FENG, X.; WANG, D. Bioaccumulation characteristics of mercury in fish in the Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Pollution*, [S.L.], v. 243, p. 115-126, dez. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.048>.

YADAV, R.; KUMAR, R.; GUPTA, R. K.; KAUR, T.; KIRAN; KOUR, A.; KAUR, S.; RAJPUT, A. Heavy metal toxicity in earthworms and its environmental implications: A review. *Environmental Advances*, 12: 100374. doi: 10.1016/j.envadv.2023.100374

YAPI, E. A. A.; KOUASSI, N. L. B.; ZANLI, B. L. G. L.; KOUASSI, D. F.; YAO, K. M.; COULIBALY, A. S. Accumulation of Trace Metals (Hg, As, Cd, and Pb) in Sediments from a Pleistocene Lagoon: a case study in côte d'ivoire, west africa. *Chemistry Africa*, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 529-543, 8 nov. 2022. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s42250-022-00515-0>.

YU, Y.; LI, X.; YANG, G.; WANG, Y.; WANG, X.; CAI, L.; LIU, X. Joint toxic effects of cadmium and four pesticides on the earthworm (*Eisenia fetida*). *Chemosphere*, [S.L.], v. 227, p. 489-495, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.064>.

ZAGATTO, P.A. e BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia aquática – Princípios e Aplicações*. Editora Rima, São Carlos. 464 p. 2006.

ZHANG, Y.; SHEN, G.; YU, Y.; ZHU, H. The hormetic effect of cadmium on the activity of antioxidant enzymes in the earthworm *Eisenia fetida*. *Environmental*

**Pollution**, [S.L.], v. 157, n. 11, p. 3064-3068, nov. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.039>.

ZHAO, C. M.; CAMPBELL, P. G. C.; WILKINSON, K. J. When are metal complexes bioavailable? **Environmental Chemistry**, [S.L.], v. 13, n. 3, p. 425, 2016. CSIRO Publishing. <http://dx.doi.org/10.1071/en15205>.

ZHOU, Y.; LIU, X.; WANG, J. Ecotoxicological effects of microplastics and cadmium on the earthworm *Eisenia foetida*. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 392, p. 122273, jun. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122273>.

ZHOU, Y.; YANG, Y.; LIU, G.; HE, G.; LIU, W. 2020. Adsorption mechanism of cadmium on microplastics and their desorption behavior in sediment and gut environments: The roles of water pH, lead ions, natural organic matter and phenanthrene. **Water Research**, 184(1): 116209. doi: 10.1016/j.watres.2020.116209

ZOUCH, A.; ELWACHEM, M.; HENTATI, O.; KSIBI, M. Assessing the Efficacy of Dredged Sediments from Zarzis Harbor, Tunisia: implication to agriculture. **Recent Advances In Environmental Science From The Euro-Mediterranean And Surrounding Regions (2Nd Edition)**, [S.L.], p. 2103-2109, 2021. Springer International Publishing. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-51210-1\\_329](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-51210-1_329).

ZULFIQAR, U.; FAROOQ, M.; HUSSAIN, S.; MAQSOOD, M.; HUSSAIN, M.; ISHFAQ, M.; AHMAD, M.; ANJUM, M. Z. Lead toxicity in plants: impacts and remediation. **Journal of Environmental Management**, [S.L.], v. 250, p. 109557, nov. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109557>.