



Universidade Federal do Rio de Janeiro Escola Politécnica  
& Escola de Química Programa de Engenharia Ambiental

Aline Ribeiro Lessa Ferreira

AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE TERRESTRE DE  
SEDIMENTOS DRAGADOS DAS BAÍAS DE SEPETIBA E  
GUANABARA (RJ) COM BASE EM BIOENSAIOS COM  
OLIGOQUETAS EDÁFICOS

Rio de Janeiro

2018



UFRJ

Aline Ribeiro Lessa Ferreira

AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE TERRESTRE DE SEDIMENTOS DRAGADOS  
DAS BAÍAS DE SEPETIBA E GUANABARA (RJ) COM BASE EM BIOENSAIOS  
COM OLIGOQUETAS EDÁFICOS

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador(es):

D.Sc. Selma Gomes Ferreira Leite

D.Sc. Ricardo Gonçalves Cesar

Rio de Janeiro

2018

Ferreira, Aline Ribeiro Lessa.

Avaliação da ecotoxicidade terrestre dos sedimentos dragados das Baías de Sepetiba e Guanabara (RJ) com base em bioensaios com oligoquetas edáficas / Aline Ribeiro Lessa Ferreira. – 2018. f. 88: il. 30 cm

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2018.

Orientadores: Selma Gomes Ferreira Leite e Ricardo Gonçalves Cesar

1. Ecotoxicidade. 2. Minhocas. 3. Dragagem. 4. Metais. I. Leite, Selma Gomes Ferreira e Cesar, Ricardo Gonçalves. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Avaliação do efeito da dragagem na ecotoxicidade dos sedimentos de fundo das Baías de Sepetiba e Guanabara (RJ) com base em bioensaios com oligoquetas edáficas.



UFRJ

AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE TERRESTRE DOS SEDIMENTOS DRAGADOS  
DAS BAÍAS DE SEPETIBA E GUANABARA (RJ) COM BASE EM BIOENSAIOS  
COM OLIGOQUETAS EDÁFICOS

Aline Ribeiro Lessa Ferreira

Orientador (es):

D.Sc. Selma Gomes Ferreira Leite

D.Sc. Ricardo Gonçalves Cesar

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada pela Banca:

---

Prof. Selma Gomes Ferreira Leite, D.Sc., UFRJ

---

Prof. Ricardo Golçalves Cesar, D.Sc., UFRJ

---

Prof. Lidia Yokoyama, D.Sc., UFRJ

---

Prof. Ana Paula de Castro Rodrigues, D.Sc., UFRJ

---

Prof. Wilson Thadeu Valle Machado, D.Sc., UFF

Rio de Janeiro

2018

À memória do meu pai.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Prof. Ricardo Gonçalves Cesar, pela orientação, competência, profissionalismo e dedicação tão importantes. Tantas vezes que nos reunimos e, embora em algumas eu chegasse desestimulada, bastavam alguns minutos de conversa e umas poucas palavras de incentivo para que eu resgatasse a minha energia. Obrigado por acreditar em mim e pelo apoio incondicional. Tenho certeza que não chegaria neste ponto sem o seu apoio. Você foi e sempre será muito mais que orientador: será sempre mestre e amigo.

À Prof.<sup>a</sup> Selma Gomes Ferreira Leite por me apoiar no momento em que mais precisei e por nunca deixar de acreditar que eu conseguiria. Obrigada pela imensa compreensão e carinho.

Aos membros da banca examinadora, Prof.<sup>a</sup> Lidia Yokoyama, Prof.<sup>a</sup> Ana Paula de Castro Rodrigues e Prof. Wilson Thadeu Valle Machado, que tão gentilmente aceitaram participar e colaborar com esta dissertação.

À minha mãe e ao meu falecido pai deixo um agradecimento especial, por todas as lições de vida e de amor que sempre me deram. Sinto-me extremamente orgulhosa e privilegiada por ter pais tão especiais como vocês.

Ao meu esposo e companheiro de vida, Gabriel, por todo amor, carinho, compreensão em tantos momentos difíceis desta caminhada. Sem seu apoio e incentivo diário, não teria conseguido.

Por fim, a todos aqueles que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização desta dissertação, o meu sincero agradecimento.

## RESUMO

FERREIRA, Aline. Título: Avaliação da ecotoxicidade terrestre dos sedimentos dragados das Baías de Sepetiba e Guanabara (RJ) com base em bioensaios com oligoquetas edáficos. Rio de Janeiro, 2018. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

O descarte indiscriminado de efluentes tem degradado ecossistemas estuarinos do Estado do Rio de Janeiro (RJ) e as dragagem são comumente requeridas para sua recuperação, tornando importante a avaliação dos impactos associados à disposição terrestre de materiais dragados. O presente estudo avalia o potencial tóxico de sedimentos dragados da foz do saco do Engenho (Baía de Sepetiba, RJ), foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ) e foz do Canal de São Francisco (Baía de Sepetiba, RJ), em cenário de disposição em Latossolo. As concentrações de metais pesados foram determinadas por ICP-OES, sendo também estimados os fatores de enriquecimento (FE). As concentrações de sedimento aplicadas ao solo variaram entre 0% e 40%. Bioensaios agudos com *E. andrei* foram realizados nas misturas solo:sedimento, conforme ASTM. A concentração letal de sedimento a 50% dos organismos ( $CL_{50}$ ) foi estimada através do PriProbit. Os fatores de bioconcentração (FBC) de metais em minhocas foram calculados pela razão entre o teor do metal nos organismos sobreviventes e a concentração no solo. As concentrações nos sedimentos estavam acima dos valores orientadores do CONAMA para disposição em água e solo, com exceção do sedimento do canal de São Francisco. O sedimento que apresentou maior toxicidade às minhocas foi o do Saco do Engenho ( $CL_{50} = 13,06\%$ ), seguido da foz do Rio Meriti ( $CL_{50} = 14,60\%$ ) e do Canal de São Francisco ( $CL_{50} = 28,02\%$ ). Estes dados concordam com as concentrações de metais nos sedimentos, cujas concentrações foram maiores para o Saco do Engenho, seguido do Rio Meriti. Os FEs de metais no Saco do Engenho e na foz do Rio Meriti indicam a ocorrência de fontes antrópicas de metais pesados. No Saco de Engenho, os FBC para o Ni excederam a unidade (1). Para todos os sedimentos, os FBC de Zn e Cu também excederam uma (1) unidade.

**Palavras-chave:** Minhocas, solos, metais, toxicidade, dragagem.

## ABSTRACT

FERREIRA, Aline. Title: Potential terrestrial ecotoxicity of dredged sediments from Sepetiba and Guanabara bays (RJ) based on bioassays with earthworms. Rio de Janeiro, 2018. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

Inadequate discharges of domestic and industrial wastes have degraded estuarine ecosystems from Rio de Janeiro State (RJ) and dredging operations are often required. Because of that, the evaluation of potential toxicity of dredged materials in soils has become important. This work proposes the ecotoxicological evaluation of dredged sediments from the mouth of Saco do Engenho (Sepetiba bay, RJ), Meriti River (Guanabara bay, RJ) and Sao Francisco Channel (Sepetiba bay, RJ) in scenario of disposal in ferralsols. Metal concentrations in sediments were determined by ICP-OES, and metal enrichment factors (FE) were also estimated. The doses of sediment applied onto soils varied between 0 and 40%. Acute bioassays with *E. andrei* were performed in mixtures of soil:sediment according to ASTM. Medial lethal concentration on 50% of the organisms (CL<sub>50</sub>) was estimated through PriProbit. Metal Bioconcentrations Factors (BCF) were calculated through the ration between metal content in tissues of surviving earthworms and metal content in the soil. Concentrations in the sediments were above the limits established by Brazilian law for disposal in aquatic environments and soil, except for the sediment collected in the São Francisco channel. The highest toxicity level was found for the sediment from the Saco do Engenho (CL<sub>50</sub> = 13.06%), followed by Meriti River (CL<sub>50</sub> = 14.60%) and São Francisco channel (CL<sub>50</sub> = 28.02%). Such data support metal concentrations determined in the sediments, whose highest concentrations were found for the Saco do Engenho, followed by Meriti River. FE values suggest the occurrence of metal anthropogenic sources for the sediments from Saco do Engenho and Meriti River. The BCFs of Ni were higher than one (1) for the mixtures with the sediment collected in Saco do Engenho. For all the sediments, the BCFs of Zn and Cu were also higher than one (1).

**Key-words:** Earthworms, soils, metals, toxicity, dredging.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Níveis de atividade biológica versus gradientes de condições ambientais (MAGALHÃES & FILHO, 2008).....	22
<b>Figura 2:</b> Bioacessibilidade e suas relações com as disponibilidades biológica e geológica (CESAR et al, 2014).....	26
<b>Figura 3:</b> Modelo de avaliação de risco ecológico proposto pela Agência Nacional de Proteção Ambiental Americana (Adaptado da US EPA 1992, 1998). ....	28
<b>Figura 4:</b> Modelo hipotético-conceitual dos aspectos ambientais e toxicológicos envolvidos na avaliação do risco ambiental associado à disposição continental de dragagens (Fonte: CESAR, 2014).....	32
<b>Figura 5:</b> Modelo esquemático da metodologia adotada para a avaliação de risco ecológico. ....	35
<b>Figura 6:</b> Perfil do Latossolo coletado em Duque de Caxias (RJ). ....	36
<b>Figura 7:</b> Perfil de alteração ou perfil de solo típico. Fonte: Toledo et al. (2000).....	37
<b>Figura 8:</b> Amostrador do tipo Van Veen utilizado na amostragem e amostra de sedimento de dragagem na bandeja. ....	39
<b>Figura 9:</b> Localização geográfica das estações de coleta de sedimentos de dragagem nas Baías de Guanabara e de Sepetiba (RJ). E = Saco do Engenho; D = foz do canal de São Francisco; C = foz do Rio Meriti.....	40
<b>Figura 10:</b> Solubilização das amostras de solo em água (A) para determinação do pH (B).....	42
<b>Figura 11:</b> (A) Criadouros de minhocas no LECOTOX; (B) Aspecto de indivíduo adulto de <i>Eisenia andrei</i> , com indicação do clitelo. ....	46
<b>Figura 12:</b> Pesagem das minhocas (A), introdução das minhocas no teste (B) e visão panorâmica do ensaio (C).....	48

<b>Figura 13:</b> Sobrevivência e variações do peso corporal de minhocas ( <i>Eisenia andrei</i> ) expostas a distintas dosagens de sedimento superficial da foz do Saco de Engenho em Latossolo.....	58
<b>Figura 14:</b> Sobrevivência e variações do peso corporal de minhocas ( <i>Eisenia andrei</i> ) expostas a distintas dosagens de sedimento dragado da foz do Rio Meriti em Latossolo.....	59
<b>Figura 15:</b> Sobrevivência e variações do peso corporal de minhocas ( <i>Eisenia andrei</i> ) expostas a distintas dosagens de sedimento dragado da foz do Canal de São Francisco em Latossolo.....	60
<b>Figura 16:</b> Concentrações de Cr total nas misturas de solo e sedimento do Saco do Engenho, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). ....	66
<b>Figura 17:</b> Concentrações de Cu total nas misturas de solo e sedimento do Saco do Engenho, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). ....	67
<b>Figura 18:</b> Concentrações de Ni total nas misturas de solo e sedimento do Saco do Engenho, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). ....	68
<b>Figura 19:</b> Concentrações de Pb total nas misturas de solo e sedimento do Saco do Engenho, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). ....	69
<b>Figura 20:</b> Concentrações de Zn total nas misturas de solo e sedimento do Saco do Engenho, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). ....	70
<b>Figura 21:</b> Concentrações de Cr total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Rio Meriti, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). ....	71

<b>Figura 22:</b> Concentrações de Cu total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Rio Meriti, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). .....	72
<b>Figura 23:</b> Concentrações de Ni total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Rio Meriti, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). .....	73
<b>Figura 24:</b> Concentrações de Pb total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Rio Meriti, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). .....	74
<b>Figura 25:</b> Concentrações de Zn total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Rio Meriti, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). .....	75
<b>Figura 26:</b> Concentrações de Cr total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Canal do São Francisco, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). .....	76
<b>Figura 27:</b> Concentrações de Cu total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Canal do São Francisco, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). .....	77
<b>Figura 28:</b> Concentrações de Ni total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Canal do São Francisco, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). .....	78
<b>Figura 29:</b> Concentrações de Zn total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Canal do São Francisco, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC). .....	79

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Vantagens versus desvantagem da utilização dos testes ecotoxicológicos .....	24
<b>Tabela 2:</b> Comparação entre os aspectos da Avaliação de Risco à Saúde Humana e de Risco Ecológico.....	29
<b>Tabela 3:</b> Propriedades físicas, químicas e mineralógicas da amostra de Latossolo utilizada neste trabalho. ....	38
<b>Tabela 4:</b> Valores de pH e concentrações de matéria orgânica nos sedimentos puros. ....	51
<b>Tabela 5:</b> Concentrações de metais nos sedimentos e comparação com os valores orientadores propostos por CONAMA 454/2012. ....	52
<b>Tabela 6:</b> Concentrações de metais nos sedimentos e comparação com os valores orientadores propostos por CONAMA 420/2009. ....	53
<b>Tabela 7:</b> Fatores de enriquecimento (FE) de metais nos sedimentos puros.....	54
<b>Tabela 8:</b> Comparação das concentrações de metais (mg/kg) encontradas em sedimentos superficiais neste estudo com as descritas para outros sedimentos superficiais coletados no Estado do Rio de Janeiro, para os quais existem dados de CL <sub>50</sub> para <i>Eisenia andrei</i> na literatura. ....	57
<b>Tabela 9:</b> Análise comparativa entre os valores de CL <sub>50</sub> obtidos para os sedimentos estudados em misturas com Latossolo e solo artificial.....	62
<b>Tabela 10:</b> Valores de CL <sub>50</sub> obtidos neste trabalho e comparação com dados de CL <sub>50</sub> determinados para outras localidades do Estado do Rio de Janeiro, em mistura com o mesmo Latossolo utilizado na presente dissertação. ....	63
<b>Tabela 11:</b> Concentrações de metais (mg/kg) estimadas para as misturas solo:sedimento, nos tecidos de minhocas sobreviventes dos testes e respectivos valores de FBC.....	93

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	14
2.	OBJETIVOS.....	16
2.1	OBJETIVO GERAL.....	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	16
3.	JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA.....	17
3.1	HIPÓTESES .....	18
4.	BASE TEÓRICA .....	19
4.1	ECOTOXICOLOGIA: O QUE É E PARA QUE SERVE? .....	19
4.1.1	Testes Ecotoxicológicos.....	20
4.1.2	Conceitos fundamentais da ecotoxicologia .....	25
4.1.3	Avaliação de risco ecológico .....	27
4.2	DISPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS DE DRAGAGEM EM ÁREAS CONTINENTAIS.....	29
4.3	METAIS PESADOS: ASPECTOS AMBIENTAIS E TOXICOLÓGICOS.....	32
5.	MÉTODO .....	35
5.1	AMOSTRA DE LATOSSOLO .....	35
5.2	AMOSTRA DE SEDIMENTO.....	38
5.3	CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E DETERMINAÇÃO DE METAIS PESADOS .....	41
5.3.1	Comparação das Concentrações de Metais com Valores Orientadores .....	43

5.3.2	Cálculo dos Fatores de Enriquecimento de Metais (FE) .....	43
5.4	TESTE ECOTOXICOLÓGICO AGUDO COM MINHOCAS ( <i>Eisenia andrei</i> )	45
5.4.1	Cultura de <i>Eisenia andrei</i> .....	45
5.4.2	Bioensaio Agudo .....	46
5.4.3	Análise Estatística .....	49
6.	RESULTADOS.....	50
6.1	DETERMINAÇÃO DO pH E DA MATÉRIA ORGÂNICA.....	50
6.2	DETERMINAÇÃO DE METAIS NOS SEDIMENTOS .....	51
6.2.1	Comparação com a Legislação Brasileira.....	51
6.2.2	Avaliação da Intensidade da Contaminação .....	53
6.3	BIOENSAIOS AGUDOS COM MINHOCAS .....	57
6.3.1	Sobrevivência.....	57
6.3.2	Variações do peso corporal (biomassa).....	64
6.3.3	Bioconcentração de Metais .....	65
7.	CONCLUSÃO .....	80
8.	REFERÊNCIAS .....	82
	<b>ANEXO 1</b> .....	<b>93</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A carência de saneamento básico e o conseqüente lançamento do esgoto *in natura* nos corpos hídricos, associado aos descartes ilegais de resíduos e efluentes industriais vêm causando inúmeros prejuízos à saúde humana e à biota, assoreando e contaminando corpos hídricos, como no caso da região costeira do Rio de Janeiro. Especificamente nas bacias das baías de Guanabara e de Sepetiba (RJ), a maior parte dos sedimentos de fundo está fortemente contaminada por esgoto doméstico, hidrocarbonetos de petróleo, metais pesados, patógenos e despejos oriundos de indústrias localizadas no seu entorno (NASCIMENTO et al., 2016; CORDEIRO et al., 2017; RODRIGUES et al., 2017a).

Diante desse cenário, torna-se indispensável a realização das operações de dragagem e de avaliações das alternativas de disposição final do material dragado, com vistas ao atendimento das necessidades de implantação e manutenção das vias de transporte aquaviário, bem como a fim de equacionar o passivo ambiental existente em ambas as baías do Estado. Além disso, a dragagem de sistemas estuarinos e fluviais também é comumente requerida para fins de lazer, esportes aquáticos e viabilização de pesca para consumo humano (MUNNS et al., 2002; CESAR et al., 2015). Desse modo, a dragagem agregaria não somente benefícios relacionados à revitalização e o escoamento dos corpos d'água, como também a melhoria da qualidade ambiental da sua área de influência.

Tendo em vista que o transporte do material dragado é frequentemente bastante dispendioso, representando cerca de 50% a 60% dos custos totais da obra de dragagem, a eliminação desses sedimentos em solos adjacentes tornou-se uma prática rotineira no Brasil, e pode vir a causar sérios danos aos ecossistemas terrestres (ALMEIDA et al., 2001; CESAR et al., 2014, 2015b). Uma vez dispostos sobre os solos, além do risco de contaminação do lençol freático e incorporação de contaminantes pela biota do solo e plantas, pode ainda favorecer a inserção de poluentes na cadeia trófica terrestre, alterar a atividade microbiana do solo e inviabilizar o consumo humano de vegetais (SUTHAR et al., 2008).

Especificamente para os metais, as propriedades físicas, químicas e mineralógicas dos solos desempenham um papel fundamental na mobilidade e biodisponibilidade para a biota terrestre (ALAMINO et al., 2009; VAN GESTEL et al.,

2011; CESAR et al., 2012), condicionando o comportamento biogeoquímico e a ecotoxicidade dos contaminantes associados à disposição terrestre de resíduos sólidos. Embora haja diversos estudos sobre a contaminação de metais em sedimentos dragados (MACHADO et al., 2011; CESAR et al., 2015b; RODRIGUES et al., 2017b), ainda existem lacunas a serem preenchidas acerca da sua ecotoxicidade terrestre e previsibilidade dos possíveis danos ecológicos decorrentes da disposição continental destes resíduos.

É dentro deste contexto, portanto, que a ecotoxicologia terrestre se destaca como ferramenta extremamente promissora de monitoramento da contaminação dos efeitos deletérios da disposição terrestre de resíduos sólidos, na medida em que se dedica ao entendimento dos mecanismos de ação de agentes estressores sobre o ecossistema do solo, visando o prognóstico de impactos à saúde da biota edáfica e da flora terrestre. Além disso, através dos bioensaios com organismos de solo ecologicamente representativos do ambiente tropical, é possível avaliar os possíveis efeitos sinérgicos, aditivos e/ou antagônicos de contaminantes sobre a biota e, dessa forma, tais dados complementam os dados gerados a partir das determinações químicas laboratoriais.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a ecotoxicidade e a biodisponibilidade de metais pesados associados à disposição terrestre de sedimentos dragados das Baías de Sepetiba (RJ) e Guanabara (RJ).

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar os fatores de enriquecimento de metais, para estimar as contribuições antrópicas de contaminação;
- Determinar as concentrações de metais pesados e compará-las com os limites estabelecidos pela legislação brasileira para disposição de sedimentos dragados em solo e em ambientes aquáticos;
- Executar testes ecotoxicológicos agudos com minhocas (*Eisenia andrei*) em misturas de diferentes proporções de solo e sedimento;
- Determinar as concentrações de metais em oligoquetas sobreviventes dos testes, para estimativa das concentrações biodisponíveis de metais.

### 3. JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA

Em 2007, foi criado o Programa Nacional de Dragagem (PND 1), elaborado para desenvolver soluções que reduzissem os gargalos enfrentados nos acessos marítimos aos portos brasileiros. Entre as limitações mais relevantes destacam-se o assoreamento progressivo dos canais, bacias de evolução e berços de atracação nos portos que, se não forem dragados, podem resultar na (i) redução do calado; (ii) insuficiência da capacidade operacional e logística dos portos para atender à crescente demanda de cargas e embarcações; (iii) altos custos de *demurrage* (multa por atrasos); (iv) aumento dos custos de fretes e seguros; (v) e perda de competitividade. Como resultado do programa, o PND 1 possibilitou a remoção de um volume aproximado de 73 milhões de metros cúbicos de sedimentos dragados e gerou investimentos da ordem de R\$ 1,6 bilhão (MMA, 2015).

A segunda versão do programa, o PND 2, foi lançada em 2012, integrando o Programa de Investimentos em Logística – Portos (PIL-Portos). O referido programa objetivou o aprofundamento dos acessos aquaviários e a respectiva manutenção da profundidade alcançada. Foram previstos investimentos da ordem de R\$ 3,8 bilhões até o ano de 2022 em diferentes portos do país, além de um volume dragado estimado de 45 milhões de metros cúbicos em diversos pontos do Brasil, que deverão ser dispostos de forma ambientalmente adequada (MMA, 2015).

Portanto, diante do significativo volume de recursos públicos alocados para a realização de obras de dragagens dos portos nacionais e dos altos custos associados ao transporte e disposição final desse material, alternativas sustentáveis de disposição de material dragado precisam ser encontradas e/ou otimizadas. A execução de bioensaios utilizando organismos de solo com misturas solo:sedimento, como forma de determinar doses potencialmente tóxicas à saúde do ecossistema terrestre, pode auxiliar nessa tarefa, tendo em vista que a determinação química de contaminantes no compartimento abiótico não é capaz de prever com segurança a ocorrência de danos ecológicos à pedosfera (SELIVANOVSKAYA & LATYPOVA, 2003; CESAR et al., 2014) Assim, seriam viabilizadas alternativas de disposição economicamente viáveis do ponto de vista da sustentabilidade ecológica, na medida em que (i) permitiriam ao tomador de decisão dispor esse material em áreas continentais próximas, e (ii) viabilizariam ações combinadas de reaproveitamento do material dragado através das misturas solo:sedimento dragado para uso em

retificação de terrenos, em solos agrícolas (como fertilizante), na construção civil, no engordamento de praias, e outras ações (HO et al., 2002; MUNNS et al., 2002; VACHA et al., 2011).

Acrescida à questão financeira, estudos recentes (IPCC, 2013) demonstram que o nível do mar pode aumentar entre 0,45m e 0,82m até 2100, considerando o pior cenário do estudo no qual as emissões de CO<sub>2</sub> continuariam a crescer em ritmo acelerado. Caso realmente essas projeções se confirmem, o fato das bacias, rios e lagoas estarem frequentemente assoreados não permitirá que a cunha salina escoe de maneira efetiva, induzindo a ocorrência de eventos mais severos de inundação e de salinização de solos (PEREIRA et al., 2015). Diante desse cenário, tornam-se urgentes as intervenções de dragagem para proteção do litoral contra possíveis enchentes costeiras decorrentes do aquecimento global (CESAR, 2014).

### 3.1 HIPÓTESES

As principais hipóteses do trabalho são:

- (i) Existe risco ecológico à saúde da fauna edáfica associado à disposição terrestre de materiais dragados das baías de Sepetiba e Guanabara;
- (ii) O teste agudo com minhocas (*Eisenia andrei*) é um método apropriado para avaliar a ecotoxicidade dos sedimentos dragados das baías de Guanabara e Sepetiba para a biota do solo;
- (iii) As propriedades do substrato pedológico exercem papel de fundamental importância na ecotoxicidade de sedimentos de dragagem em cenário de disposição terrestre.

## 4. BASE TEÓRICA

### 4.1 ECOTOXICOLOGIA: O QUE É E PARA QUE SERVE?

Em 1962, quando da publicação do livro *Primavera Silenciosa*, de Rachel Carson, criou-se o primeiro alerta mundial contra os efeitos nocivos do uso de pesticidas na agricultura. Foi a partir do livro de Carson, através da extrapolação dos efeitos sobre um único organismo para todo um ecossistema, que se passou a dar notoriedade aos problemas ambientais de forma mais ecossistêmica.

Nesse contexto, o termo de ecotoxicologia surgiu pela primeira vez em 1969, durante a reunião do *Committee of the International Council of Scientific Unions* (ICSU), em Estocolmo. À época, seu conceito consistiu na denominação de uma nova área de estudo que refletia a crescente preocupação com danos de substâncias químicas sobre outras espécies para além do homem (MAGALHÃES & FILHO, 2008).

Já em 1977, Ramade publicou o primeiro livro de Ecotoxicologia (EMBRAPA, 2010), definindo-a como a ciência que objetiva avaliar as formas e níveis de contaminação do ambiente por poluentes naturais ou sintéticos (produzidos por atividades humanas), bem como compreender seus mecanismos de ação e seus efeitos sobre a biosfera. Segundo Zagatto (2006), é a ciência responsável pela geração do conhecimento que subsidiará a formulação de dispositivos legais, normas, programas e diretrizes para gerenciar questões de risco ecotoxicológico potencial e real, geradas pela introdução de agentes químicos no ambiente. Em outras palavras, pode ser entendida como a ciência que utiliza organismos vivos (bioindicadores) para avaliar a qualidade do meio em que vivem.

Entretanto, foi somente na década de 1980 que a ecotoxicologia, de fato, se consolidou através do desenvolvimento de protocolos padronizados de testes de toxicidade utilizando organismos aquáticos. A importância dos estudos ecotoxicológicos para ambientes terrestres foi reconhecida somente posteriormente em relação à ecotoxicologia aquática (RÖMBKE; KNACKER, 2003). Considera-se que o ensaio de toxicidade aguda com minhocas, testado e padronizado internacionalmente, significou um impulso à ecotoxicologia terrestre e, a partir disso, pesquisas avaliando os efeitos de diferentes substâncias químicas sobre esses organismos tornaram-se frequentes na literatura (NUNES, 2010).

Desse modo, a ecotoxicologia de solos tem como foco principal o entendimento dos mecanismos de ação de agentes tóxicos presentes no solo sobre o ecossistema, visando à manutenção da saúde da biota edáfica e da flora terrestre. (CESAR et al, 2014). Diferentemente da análise química pontual, a análise ecotoxicológica permite detectar a toxicidade da amostra como um todo (levando em consideração todos os agentes estressores presentes), avaliando os efeitos combinados dos diferentes constituintes da amostra, incluindo efluentes complexos. Portanto, a ecotoxicologia representa uma ferramenta de suma importância para a gestão ambiental, auxiliando na criação de políticas públicas para a proteção da saúde humana e do meio ambiente.

#### **4.1.1 Testes Ecotoxicológicos**

De acordo com Magalhães e Filho (2008), as análises químicas por si só não são suficientes para quantificar os efeitos causados pelos poluentes sobre os ecossistemas, sendo possível somente serem detectados através dos organismos presentes nos sistemas biológicos avaliados. Por essa razão, o uso dos testes ecotoxicológicos para a avaliação de solos contaminados apresenta-se como uma ferramenta complementar às análises químicas pontuais, uma vez que são capazes de avaliar diversas fontes poluidoras de maneira integrada.

Os testes ecotoxicológicos possuem uma ampla abrangência e podem ser realizados tanto sob condições controladas de laboratório como em campo. Seu principal objetivo é testar antecipadamente o potencial impacto gerado por substâncias ou resíduos como, por exemplo, pesticidas e lodo de esgoto, ou até mesmo avaliar o grau de contaminação de um ambiente já degradado, como nos casos de contaminação por metais pesados ou derivados de petróleo (EMBRAPA, 2010).

Tais testes são regidos por normas reguladoras para padronização dos procedimentos a serem seguidos para validação das respostas dos bioensaios. Do mesmo modo, utilizam como base as normas da *International Organization for Standardization* (ISO), *Organization for Economic Cooperation and Development* (OECD) e *U.S. Environmental Protection Agency* (USEPA), reconhecidas internacionalmente. Regularmente, os testes de laboratório são realizados com uma única espécie e não levam em consideração a sua interação com outras espécies,

porém, têm a grande vantagem de possibilitarem um maior controle sobre os fatores externos e a sua padronização, como, por exemplo, utilizar solo artificial como substrato para adição das substâncias tóxicas, a fim de que sejam eliminadas possíveis interferências externas (CESAR et al. 2014b).

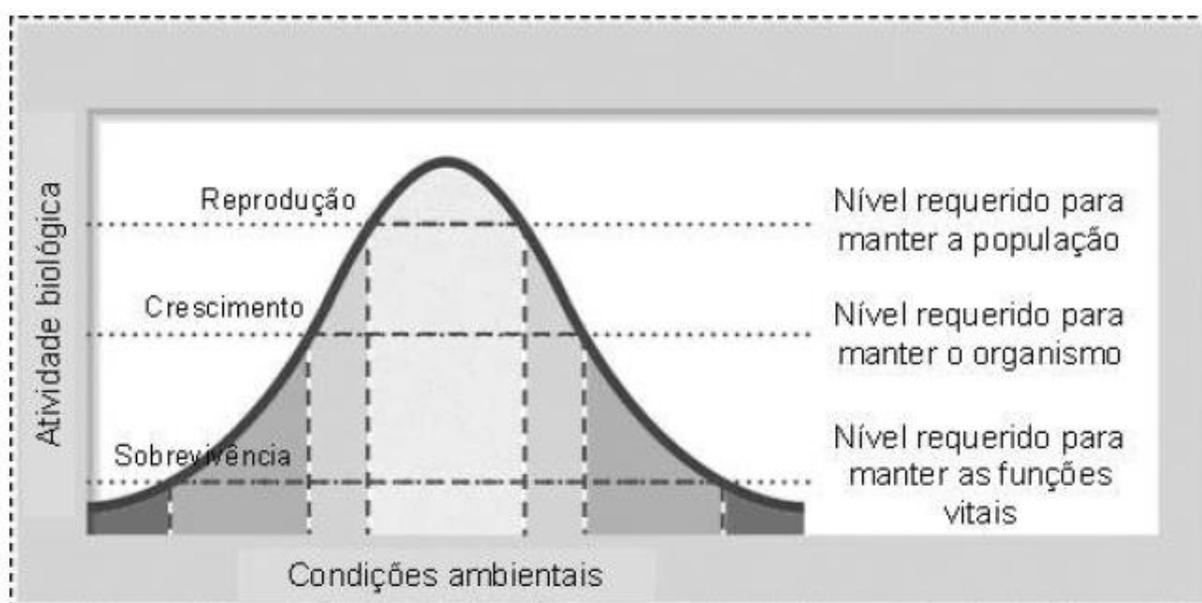
Durante a execução dos testes ecotoxicológicos são utilizados três tipos de séries: a diluição, o controle negativo e o controle positivo. A diluição mede em que concentração o material a ser testado apresenta efeitos ou não sobre a população estudada, fornecendo informações sobre a relação concentração/efeito que auxiliam na estimativa dos limites de tolerância do organismo (relação dose-resposta). O controle negativo, por sua vez, é executado com uma população exatamente igual à que se encontra no teste, porém, sem a adição do contaminante, ajudando a determinar se os efeitos adversos podem ter relação com algum outro fator. Por fim, o controle positivo utiliza um agente tóxico de efeito conhecido, isto é, uma substância química de referência, para assegurar que o organismo responderá apropriadamente ao teste (MAGALHÃES & FILHO, 2008).

Para a execução dos bioensaios são utilizados os organismos bioindicadores, que são organismos vivos, vegetais ou animais, que avaliam a qualidade ambiental de um ecossistema, através da sua capacidade de indicar um efeito adverso causado por contaminantes externos ao ambiente (ANDRÉA, 2008). Segundo a CETESB, são definidos como:

[...] seres vivos de natureza diversa, vegetais ou animais, utilizados para avaliação da qualidade ambiental. Podem ser utilizados de uma forma passiva, quando se proceda uma avaliação dos seres que habitam a área de estudo, ou de uma forma ativa, expondo-se no ambiente espécies previamente preparadas. Tal exposição possibilitará, a partir de sua resposta, a avaliação da qualidade ambiental local.

Os organismos presentes no ecossistema apresentam faixas de tolerância específicas para manter suas atividades biológicas sem prejuízo à saúde. Assim, quando um organismo é exposto a algum estresse ambiental, conseqüentemente, alguns de seus processos biológicos são afetados, deixando de funcionar fora de sua faixa ótima, sendo capazes de diagnosticar um impacto ambiental ocorrido em seu habitat, através das respostas comportamentais a estímulos específicos. Entretanto, essa sensibilidade varia, dentre outros fatores, de acordo com a temperatura (LEWIS & HORNING, 1991), o pH (BELANGER & CHERRY, 1990;

HAVENS, 1992) e o nível alimentar (KOIVISTO et al., 1992). Sendo assim, quanto menor for a faixa de tolerância a condições ambientais, maior o nível requerido pelo organismo para sobreviver, crescer e reproduzir-se (Figura 1). Portanto, testes que englobam esses principais processos biológicos, realizados em condições diferenciadas de exposição, se mostram como ferramentas importantes na determinação dos efeitos de poluentes e contaminantes ambientais. (MAGALHÃES & FILHO, 2008).



**Figura 1:** Níveis de atividade biológica versus gradientes de condições ambientais (MAGALHÃES & FILHO, 2008).

O emprego de bioensaios com organismos de fauna edáfica é amplamente difundido na literatura, embora esse tipo de abordagem ainda seja relativamente escassa no Brasil. No caso dos solos, as minhocas têm sido amplamente usadas como indicadores de contaminação do solo devido ao fato de serem espécies de cultivo relativamente simples em laboratório, curto ciclo de vida, relevância ecológica e sensibilidade à presença de agentes tóxicos no solo (NEUHAUSER et al., 1985; NAHMANI et al., 2009). Além disso, ingerem uma grande quantidade de solo, demonstram capacidade de acumulação de poluentes, representam cerca de 92% da biomassa de invertebrados presentes no solo, são importantes na reciclagem de nutrientes, são um importante elo na cadeia trófica terrestre e aquática, constituindo

uma fonte de recurso para uma grande variedade de organismos (HINTON, 2002; CESAR et al., 2014).

Por todos os fatores supracitados, as minhocas podem ser consideradas um dos organismos bioindicadores mais adequados para avaliação de risco no solo (ABNT, 2014). Nesse sentido, collembolos (*Folsomia candida*), enquitreídeos (*Enchytraeus albidus*, *Enchytraeus crypticus*) e oligoquetas (*Eisenia andrei*, *Eisenia fetida*) são os organismos mais comumente utilizados em testes agudos e crônicos, bem como na estimativa das frações biodisponíveis de metais em ecossistemas terrestres (STRAALEN et al., 2005; NATAL-DA-LUZ et al., 2009; NAHMANI et al., 2009).

A exposição ao agente tóxico pode ocorrer de forma aguda ou crônica. A primeira ocorre quando a concentração letal do agente tóxico é liberada em um único evento e rapidamente absorvida; a segunda, quando o agente tóxico é liberado em eventos periodicamente repetidos, em concentrações sub-letais, durante um longo período de tempo (MAGALHÃES & FILHO, 2008; SCHVARTSMAN, 1991).

Os testes de toxicidade aguda (ou bioensaios agudos) avaliam respostas severas e rápidas dos organismos a um estímulo estressor, nos quais o efeito observado é a letalidade ou outra manifestação do organismo que a anteceda, como a imobilidade em invertebrados. Esses testes têm por objetivo determinar a Concentração Letal Média (CL<sub>50</sub>), isto é, a concentração do agente tóxico que causa mortalidade de 50% dos organismos-teste depois de um determinado período de exposição aguda (ABNT, 2014). Os testes de toxicidade aguda também podem ser aplicados para avaliar a sensibilidade dos organismos a um determinado agente tóxico isolado e as concentrações seguras de agentes químicos para sua preservação.

Por outro lado, os testes de toxicidade crônicos possuem uma duração maior, uma vez que avaliam os efeitos crônicos sub-letais causados nos organismos-teste, com alterações potenciais nas suas funções biológicas, como reprodução e crescimento. Segundo Costa et al. (2008), os testes de toxicidade crônicos não causam necessariamente a morte do organismo e podem ser avaliados através da maior concentração de produto que não causa efeito sobre os organismos-teste, chamado de concentração de efeito tóxico não observado (CENO) (ABNT, 2014). O teste crônico funciona, portanto, de maneira complementar ao teste agudo, pois a

ausência de efeito agudo não implica, necessariamente, na ausência de algum efeito sobre a biota.

Atualmente, no Brasil, apenas o teste agudo e de fuga com minhocas foram incluídos nas normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), NBR 15.537/2014 e NBR ISO 17.512-1/2011, respectivamente. Existem outros testes que são igualmente importantes, mas ainda não foram padronizados e adaptados para as condições brasileiras, como, por exemplo, o ensaio de bioacumulação, responsável por calcular a capacidade de um oligoqueta acumular um determinado contaminante ao longo do tempo. Contudo, é importante ressaltar que as referidas normas estão fortemente baseadas nas normas ISO, idealizadas para ecossistemas de solos temperados, tornando extremamente importante a execução de pesquisas que visem a adequação destes procedimentos às condições tropicais. A Tabela 1 abaixo fornece um breve comparativo entre os principais pontos positivos e negativos dos bioensaios.

**Tabela 1:** Vantagens versus desvantagem da utilização dos testes ecotoxicológicos

Vantagens	Desvantagens
Fornecem estimativa dos efeitos letais e sub-letais em função das doses aplicadas	Não são capazes de identificar individualmente a substância tóxica
São capazes de medir a toxicidade de agentes tóxicos quimicamente indefinidos e estimar potenciais danos ambientais	
No caso de despejo de um efluente quimicamente complexo e, portanto, não passível de caracterização química, são capazes de avaliá-lo como se fosse um único poluente e medir o efeito tóxico da mistura de agentes estressores em diferentes proporções de mistura com solo ou água	
Fornecem resultados mais fáceis de serem compreendidos pelo público leigo e indústrias, em geral	
Detectam a capacidade inerente de um agente tóxico ou uma mistura em produzir efeitos deletérios nos organismos vivos, permitindo avaliar em que medida as substâncias são nocivas, como e onde se manifestam os efeitos	Durante a execução dos ensaios são utilizadas apenas algumas espécies presentes nos ecossistemas
Caracterizam os efeitos adversos causados por uma amostra tóxica sem a preocupação de identificar os agentes tóxicos isoladamente	

#### 4.1.2 Conceitos fundamentais da ecotoxicologia

A ecotoxicologia é permeada por três conceitos básicos que norteiam a multidisciplinaridade dos estudos ambientais: a geodisponibilidade, a biodisponibilidade e a bioacessibilidade.

##### 4.1.2.1 Geodisponibilidade

A geodisponibilidade versa sobre a concentração total do elemento no meio geológico (água, ar, solos ou sedimentos) (CORTECCI, 2013 *apud* CESAR et al., 2014). Seu conceito está intimamente ligado à noção de contaminação, a qual, por sua vez, representa os níveis de concentração de um determinado elemento ou composto acima de valores permitidos ou de *background*.

Entende-se por *background* geoquímico ou natural a concentração natural inicial de um elemento ou composto, caso o local de origem do contaminante não existisse, ou seja, o termo é equivalente à ausência de anomalia geoquímica. É importante notar que eventuais anomalias geoquímicas não necessariamente representam risco à saúde da biota, entretanto, servem de alerta para futuras investigações ambientais (CESAR et al., 2014).

##### 4.1.2.2 Biodisponibilidade

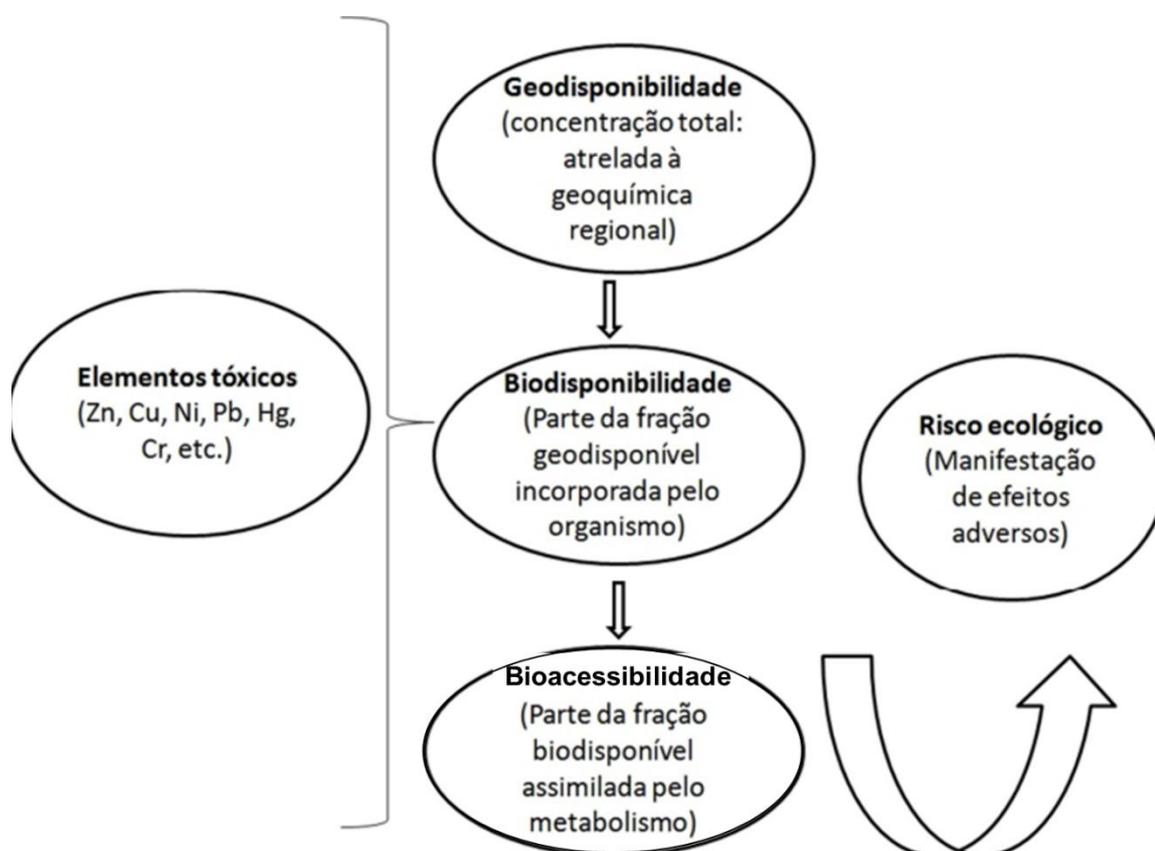
A biodisponibilidade é um conceito baseado na disponibilidade de espécies químicas que podem ser assimiladas pela biota, podendo causar efeitos adversos observados através de respostas biológicas. A biodisponibilidade é, portanto, a porção de uma espécie química que está disponível para ingestão, inalação ou assimilação por um organismo vivo.

Em ecotoxicologia, a noção de biodisponibilidade está associada à fração geoquímica disponível no meio abiótico para ser incorporada pelo organismo (CASSARET & DOLL'S, 1999), sendo sua identificação de extrema relevância para as avaliações do risco ecológico. Somado a isso, também é importante o entendimento do papel da biologia do organismo estudado diante dos processos de absorção do contaminante, visto que podem sofrer influência das propriedades físico-químicas dos compostos xenobióticos, das características e das particularidades de cada

espécie estudada, das vias de exposição, duração e frequência da exposição (CESAR et al., 2014).

#### 4.1.2.3 Bioacessibilidade

O conceito de bioacessibilidade se refere à fração biodisponível do agente tóxico que é efetivamente absorvida pelos processos metabólicos do organismo. Nesse sentido, os processos de assimilação dos metais nos organismos possuem papel importante na possível redução e/ou aumento da toxicidade e no sítio de ação do xenobionte. O entendimento da biologia do organismo e das vias da exposição às quais estão suscetíveis, auxiliam na compreensão da fração geoquímica do contaminante que pode ser, de fato, solubilizada, assimilada e/ou biotransformada pelo metabolismo animal. Entretanto, vale ressaltar que nem todo metal geodisponível está biodisponível e, por sua vez, nem toda fração biodisponível está necessariamente bioacessível, conforme ilustra a **Figura 2** (CESAR et al, 2014).



**Figura 2:** Bioacessibilidade e suas relações com as disponibilidades biológica e geológica (CESAR et al, 2014).

### 4.1.3 Avaliação de risco ecológico

A metodologia de avaliação do risco ecológico (US EPA, 1992, 1998), consiste na geração de índices ou quantificações do risco com base em modelos biológicos e estatísticos, fornecendo estimativas numéricas da segurança ambiental face à ocorrência de eventuais efeitos adversos à saúde humana ou à biota (CESAR, 2014).

De acordo com a *United States Environmental Protection Agency* (US EPA, 1992,1998), esta metodologia tem como principal objetivo evidenciar a ocorrência de efeitos ecológicos adversos decorrentes da exposição a uma ou mais substâncias químicas de interesse. Além disso, fornece subsídios para determinar se há necessidade ou não de se remediar determinada área, a extensão da remediação ou ação de gerenciamento do risco para mitigar riscos ecológicos atuais ou futuros. As etapas da avaliação de risco ecológico estão sumarizadas na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** abaixo.



**Figura 3:** Modelo de avaliação de risco ecológico proposto pela Agência Nacional de Proteção Ambiental Americana (Adaptado da US EPA 1992, 1998).

Tanto a avaliação de risco ecológico quanto a avaliação de risco à saúde humana possuem metodologias que estão intimamente fundamentadas nos princípios da toxicologia ambiental, no conhecimento das propriedades físico-químicas dos agentes tóxicos e no seu comportamento no ambiente, além de serem amplamente aplicadas e reconhecidas pelas agências reguladoras e comunidade científica (**Tabela 2**).

Seus resultados identificam as substâncias químicas de interesse e delimitam as áreas críticas com risco potencial à saúde humana e ambiental, servindo de subsídio para a tomada de decisão em programas de saúde pública e de gerenciamento dos recursos naturais, especialmente quando envolvem diversas

alternativas de remediação e quando os recursos para redução do risco são limitados (CASTILHOS et al., 2005).

**Tabela 2:** Comparação entre os aspectos da Avaliação de Risco à Saúde Humana e de Risco Ecológico

Avaliação de Risco à Saúde Humana	Avaliação de Risco Ecológico
Proteção da saúde humana	Proteção dos ecossistemas ou parte deles (espécies, populações, habitats...)
Sobrevivência de indivíduos	Viabilidade de populações e sustentabilidade de ecossistemas
Escala temporal ~ 70 anos	Desde minutos até séculos
	Maior complexidade

Fonte: Adaptado de Lima, 2011 e Guiguer, 2017.

Exemplos de alguns valores orientadores disponíveis para Avaliação de Risco Ecológico:

- CONAMA 420 (2009)

Valores de Prevenção - VP (solo).

- US EPA Reg. 5 (2003)

*Ecological Screening Levels* (ar, água, sedimento e solo).

- CCME (2006 e 2002)

*Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life* (água).

*Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life* (sedimento).

#### 4.2 DISPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS DE DRAGAGEM EM ÁREAS CONTINENTAIS

No Brasil, os primeiros trabalhos de avaliação da toxicidade de sedimentos datam de 1980, quando da realização dos projetos para controle da poluição e recuperação ambiental desenvolvidos pela Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) na represa Billings e do rio Cubatão (MAGALHÃES & FILHO, 2008). A execução de bioensaios para avaliação da qualidade de águas é uma exigência da legislação, conforme preconiza a Resolução CONAMA 357/2005, demonstrando uma clara preocupação em associar aspectos hidrogeoquímicos aos ecotoxicológicos.

Os valores orientadores para qualidade de solos no Brasil estão descritos na Resolução CONAMA 420 de 2009, a qual foi baseada nas diretrizes da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) expressas nos documentos Decisão de Diretoria nº 195/2005/E, de 23 de novembro de 2005, e Decisão de Diretoria nº 103/2007/C/E, de 22 de junho de 2007. Seu conteúdo dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo e da água subterrânea quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas.

Tal resolução determina que a avaliação da qualidade de solo, quanto à presença de substâncias químicas, deve ser realizada com base em Valores Orientadores de Referência de Qualidade, de Prevenção e de Investigação. A definição destes valores é dada por: (1) Valor de Referência de Qualidade (VRQ) – concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinada com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos; (2) Valor de Prevenção (VP) – concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções ecológicas principais de acordo com o art. 3º da resolução; (3) Valor de Investigação (VI) – concentração de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando cenário de exposição e atividade desenvolvida na área investigada: agrícola, residencial ou industrial.

Os valores de “prevenção” e “intervenção”, estipulados pela Resolução CONAMA 420/2009, estão, portanto, baseados em avaliação de risco ecológico e à saúde humana, respectivamente. Para risco ecológico, a referida Resolução não exige o emprego de bioensaios com organismos de solo na avaliação do grau de poluição, porém, deixa implícita a importância e relevância destes ensaios através do estabelecimento dos valores de “prevenção”.

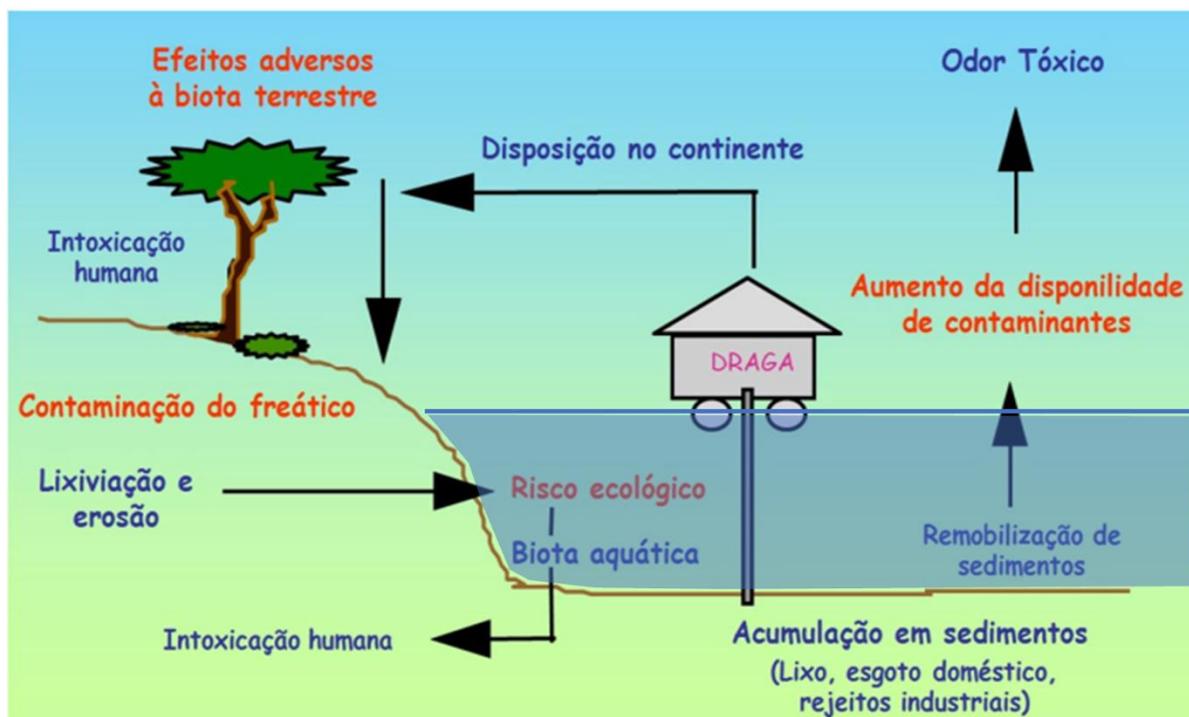
Infelizmente, ainda existe uma carência muito grande de grupos de pesquisadores brasileiros consolidados habilitados a executar bioensaios com organismos de fauna de solo e, conseqüentemente, dificulta sua execução de forma mandatária por parte da legislação. Vale ressaltar que a ecotoxicologia de solos é relativamente recente no país, o que torna a adequação dos procedimentos às condições tropicais ainda um grande desafio (CESAR et al, 2014).

No âmbito dos materiais dragados, a Resolução CONAMA 454/2012 estabelece as diretrizes para a disposição de sedimentos de dragagem no Brasil, incluindo a sua disposição em solos, sendo o único documento que versa sobre a qualidade de sedimentos no Brasil. Esta resolução está baseada em ensaios de ecotoxicidade e permite a classificação do sedimento com base na probabilidade de baixa (Nível 1) ou alta (Nível 2) ocorrência de efeitos adversos à biota, isto é, o seu risco ecológico, além de ser baseada na legislação canadense para dragagem de sedimentos portuários (CANADIAN COUNCIL, 2001). Assim, por ter sido idealizada para ambientes de clima temperado, a sua extrapolação e aplicação para regiões de climas tropicais, como o Brasil, deveria ser adaptada, já que tais valores orientadores não refletem necessariamente as especificidades dos ecossistemas tropicais

Em suma, quando se trata de ações envolvendo sedimentos, incluindo os provenientes de dragagem, os critérios a serem utilizados são os da Resolução CONAMA 454/2012, idealizada para ecossistemas de clima temperado. Já no caso dos solos, os critérios a serem utilizados são os da Resolução CONAMA 420/2009, os quais também estão fundamentados em valores gerados para áreas de clima temperado (legislação holandesa). Portanto, caso haja disposição de material dragado sobre o continente, seja ele de atividade portuária ou zonas costeiras, como de projetos de saneamento ambiental, os critérios a serem utilizados são os referidos na Resolução CONAMA 420/2009, visto que a disposição terrestre envolve possíveis misturas solo: sedimento sobre o continente.

Desse modo, tendo em vista que metais tóxicos, contaminantes orgânicos e microorganismos patogênicos constituem a principal questão na disposição sustentável dos sedimentos de dragagem em áreas continentais, a adoção de bioensaios utilizando organismos edáficos com misturas solo: sedimento é de fundamental importância para a determinação de doses potencialmente tóxicas ao ecossistema terrestre, sobretudo devido ao cenário cada vez mais forte da necessidade de recuperação de corpos hídricos degradados, ao alto custo associado ao transporte na composição dos custos globais de dragagem e às críticas da disposição de dragagem em áreas distantes não contaminadas de corpos hídricos (Figura 4). Todos os fatores acima listados levam à tendência da disposição

em áreas continentais próximas, com a possibilidade de utilização das misturas solo: dragagem na retificação de terreno e outras ações.



**Figura 4:** Modelo hipotético-conceitual dos aspectos ambientais e toxicológicos envolvidos na avaliação do risco ambiental associado à disposição continental de dragagens (Fonte: CESAR, 2014).

#### 4.3 METAIS PESADOS: ASPECTOS AMBIENTAIS E TOXICOLÓGICOS

A presença de metais tóxicos, contaminantes orgânicos e patógenos representa a principal questão na disposição inadequada de sedimentos de dragagem em áreas continentais. Esses elementos encontram-se distribuídos pela natureza e apresentam uma variedade de papéis nos sistemas biológicos variando desde reguladores de processos biológicos, até componentes da estrutura das proteínas. Uma importante característica é que todos os metais possuem potencial de se tornarem tóxicos quando atingem valores acima das concentrações limites, além de terem comportamento ambiental e toxicológico extremamente diferenciado quando presentes em diferentes formas químicas (TAVARES, 2013).

Quanto à origem, as fontes de metais pesados podem ser geogênicas (i.e., naturais) ou antropogênicas, quando são adicionados ao solo pela atividade

humana. As fontes antrópicas de contaminação estão usualmente associadas ao emprego desses elementos nas indústrias siderúrgicas, metalúrgicas, de produção de fármacos e cosméticos, petroquímicas, atividades de mineração, aplicação de agroquímicos e despejo de esgoto doméstico.

Alguns metais funcionam como nutrientes essenciais ao metabolismo e fisiologia de diversos organismos (micronutrientes, por exemplo, Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn) e Zinco (Zn)), já outros são benéficos ao crescimento das plantas (Cobalto (Co) e Níquel (Ni)) e outros não são essenciais ou não apresentam função biológica, como os elementos Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg), Titânio (Ti) e Urânio (U) (LUKKARI et al. 2005, ALLOWAY & AYERS, 1996 apud TAVARES, 2013).

A toxicidade do Cr está associada ao seu estado de oxidação, sendo a forma hexavalente ( $\text{Cr}^{+6}$ ) a mais tóxica por ser carcinogênica (KATZ; SALEM, 1993). Apesar do Cr ser um metal não-essencial para as plantas e microrganismos, a sua forma trivalente ( $\text{Cr}^{+3}$ ) é considerada essencial para humanos e mamíferos, e sua deficiência pode causar distúrbios ao metabolismo da glicose (KATZ; SALEM, 1993). As principais fontes de poluição por Cr estão atreladas aos rejeitos de indústrias metalúrgicas, fabricação de fungicidas, manufatura de pigmentos e curtume de couro (ZASO et al., 2008).

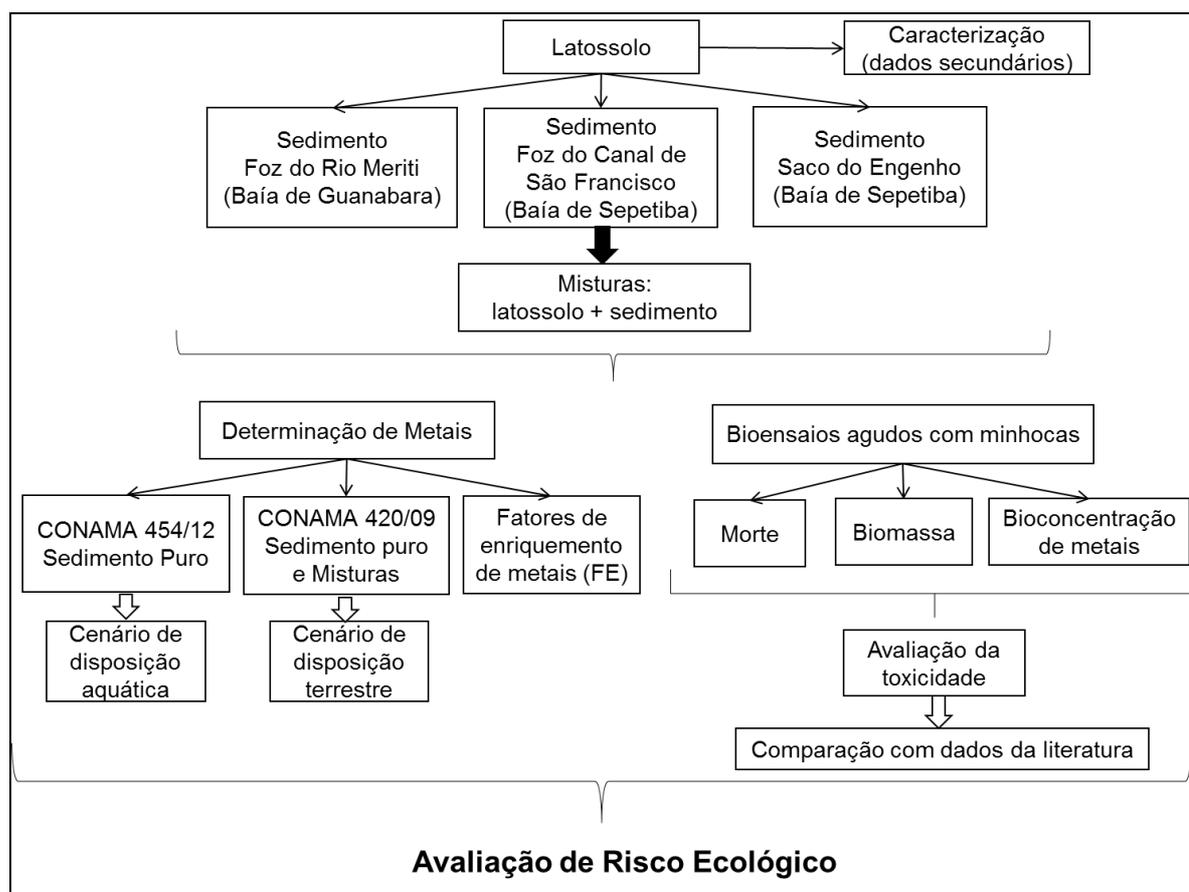
O Pb é um metal neurotóxico, não-essencial e capaz de causar sérios efeitos adversos ao ecossistema e, em humanos, pode causar distúrbios ao sistema cardiovascular, inibir a formação de óxido nítrico (NO) e alterar o funcionamento de importantes mecanismos fisiológicos (LANDMEYER et al., 1993). O Ni, por sua vez, também é um metal não-essencial, neurotóxico, capaz de provocar reações alérgicas e sérios danos ao sistema respiratório (bronquites crônicas, crises asmáticas, inflamações das cavidades nasais e câncer) (ATSDR, 2007). As principais fontes de poluição por Ni são devidas à mineração e a atividades industriais envolvendo o processamento do metal. O Cd também não existe naturalmente nos organismos e não desempenha nenhuma função nutricional ou bioquímica. A galvanoplastia é um dos processos industriais que mais utiliza o cádmio como fonte de matéria-prima. Em pequenas doses, o Cd se acumula nos rins, gerando danos renais. Em altas doses, é capaz de atingir o fígado, gerar efeitos

ao sistema nervoso e, até mesmo, câncer (como de próstata e pulmão) (COLACIOPPO, 2001).

Já o Zn e o Cu são considerados micronutrientes e desempenham papel importante no metabolismo de diversos organismos. No entanto, quando em altas concentrações podem causar sérios efeitos adversos à saúde humana e ambiental, principalmente aos vegetais e à ictiofauna (LUKKARI et al., 2005). As principais fontes de poluição estão relacionadas aos rejeitos de indústrias químicas e metalúrgicas, bem como à aplicação de pesticidas, herbicidas e fertilizantes, (GIMENO-GARCÍA, 1996).

## 5. MÉTODO

A avaliação de risco ecológico esteve metodologicamente fundamentada nos dados de caracterização física e química dos materiais, nas determinações de metais e nos dados de bioensaios. A Figura 5 apresenta um modelo esquemático da metodologia empregada no presente estudo. Os itens que se seguem detalham a amostragem dos materiais e os procedimentos analíticos adotados.



**Figura 5:** Modelo esquemático da metodologia adotada para a avaliação de risco ecológico.

### 5.1 AMOSTRA DE LATOSSOLO

Com a finalidade de investigar a influência das propriedades de solos tropicais na toxicidade dos sedimentos dragados, foi coletada uma amostra de Latossolo no município de Duque de Caxias (RJ) (22° 41' 34.2" S, 43° 17' 14.5" W). A escolha desse solo se deve à sua ampla distribuição geográfica no Brasil e ao seu vasto uso na agricultura brasileira. A amostra foi coletada com auxílio de trado manual e

aconditionada em saco plástico, totalizando cerca de 30 Kg de material. Em laboratório, o solo foi seco à temperatura ambiente e peneirado em 2,0 mm, de forma a remover raízes, detritos e outras partículas maiores.

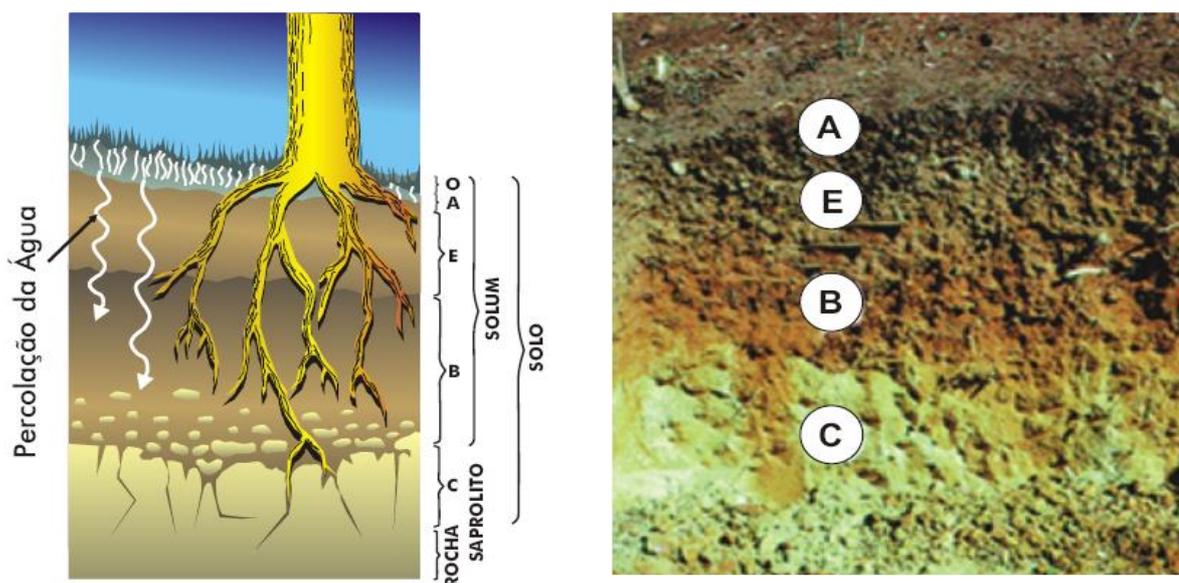
A amostragem do solo foi realizada no Horizonte B (Figura 6 e Figura 7). A escolha do horizonte B se deve à simulação de um cenário de disposição terrestre, no qual o sedimento dragado possa ser utilizado como um regenerador de áreas degradadas como, por exemplo:

- (i) Áreas de agricultura em que o horizonte A tenha sido erodido ou exaurido do ponto de vista da fertilidade;
- (ii) Áreas em que o horizonte A tenha sido removido por questões geotécnicas; e
- (iii) Áreas em que o horizonte A tenha sido removido durante a lavra de minérios.

Além disso, o horizonte B é o horizonte-diagnóstico do solo, guardando as características fundamentais da classe de solo e, portanto, possibilitando de forma muito mais efetiva a avaliação da influência das propriedades físicas e químicas do solo na ecotoxicidade de resíduos sólidos em ambientes terrestres.



**Figura 6:** Perfil do Latossolo coletado em Duque de Caxias (RJ).



**Figura 7:** Perfil de alteração ou perfil de solo típico. Fonte: Toledo et al. (2000).

Cesar et al. (2012) e Alamino et al. (2009) determinaram algumas propriedades físicas, químicas e mineralógicas de uma amostra de Latossolo coletada no mesmo perfil de solo utilizado neste trabalho, conforme indicado na Tabela 3. O Latossolo é de textura essencialmente argilosa, ácido, de baixa fertilidade, possui altas concentrações de ferro e alumínio e baixo teor de matéria orgânica, tendo em vista, sobretudo, que se trata de um horizonte B. Ademais, a mineralogia deste material é basicamente caulinítica (79%), além da presença de goethita (8%) e gibbsita (13%).

**Tabela 3:** Propriedades físicas, químicas e mineralógicas da amostra de Latossolo utilizada neste trabalho.

Parâmetro		Latossolo
Textura (%, n = 3)	Argila	58
	Silte	6
	Areia	36
pH (n = 3)	H <sub>2</sub> O	4,2
	KCl	3,6
Complexo sortivo (cmolc/dm <sup>3</sup> , n = 3)	Mg <sup>+2</sup> + Ca <sup>+2</sup>	0,2
	K <sup>+</sup>	0,02
	Na <sup>+</sup>	0,03
Concentrações totais (%, n = 3)	CTC	2,3
	Al	26,4
Matéria Orgânica (%, n = 3)	Fe	11,3
		0,22

Fonte: Adaptado de Cesar et al. (2012) e Alamino et al. (2009). CTC= capacidade de troca catiônica.

## 5.2 AMOSTRA DE SEDIMENTO

Amostras de sedimento superficial foram coletadas com o emprego de uma draga do tipo Van Veen (Figura 8), em três áreas e datas distintas, sendo duas (2) áreas na Baía de Sepetiba, na foz do Saco de Engenho e foz do Canal de São Francisco, e uma (1) na Baía de Guanabara, na foz do Rio Meriti (Figura 9). As datas de amostragem dos sedimentos foram:

- foz do Rio Meriti: 29 de agosto de 2012
- canal de São Francisco: 11 de agosto de 2012
- foz do Saco do Engenho: 06 de julho de 2012

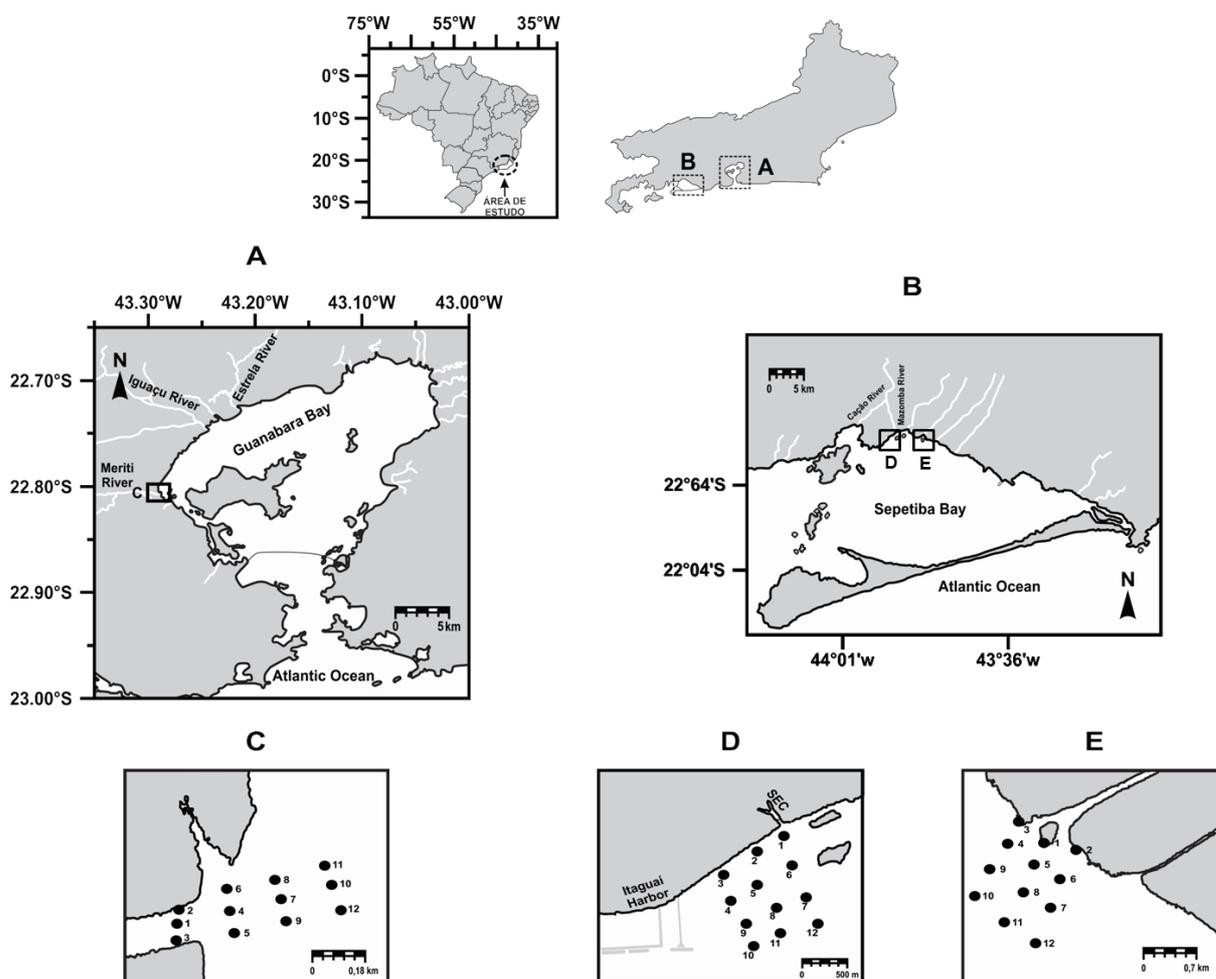
Em cada área, foram coletadas doze (12) amostras de sedimento superficial, as quais foram misturadas visando obter uma única amostra composta espacialmente representativa da área. Em campo, os sedimentos foram acondicionados em sacos plásticos. No laboratório, antes de serem misturados, os

sedimentos foram secos em estufa a temperatura inferior à 40 °C à temperatura ambiente e moídos em moinho de barra.

Os sedimentos utilizados no presente trabalho foram cedidos pelo Programa de Pós-doutorado do Departamento de Geoquímica da Universidade Federal Fluminense (UFF).



**Figura 8:** Amostrador do tipo Van Veen utilizado na amostragem e amostra de sedimento de dragagem na bandeja.



**Figura 9:** Localização geográfica das estações de coleta de sedimentos de dragagem nas Baías de Guanabara e de Sepetiba (RJ). E = Saco do Engenho; D = foz do canal de São Francisco; C = foz do Rio Meriti.

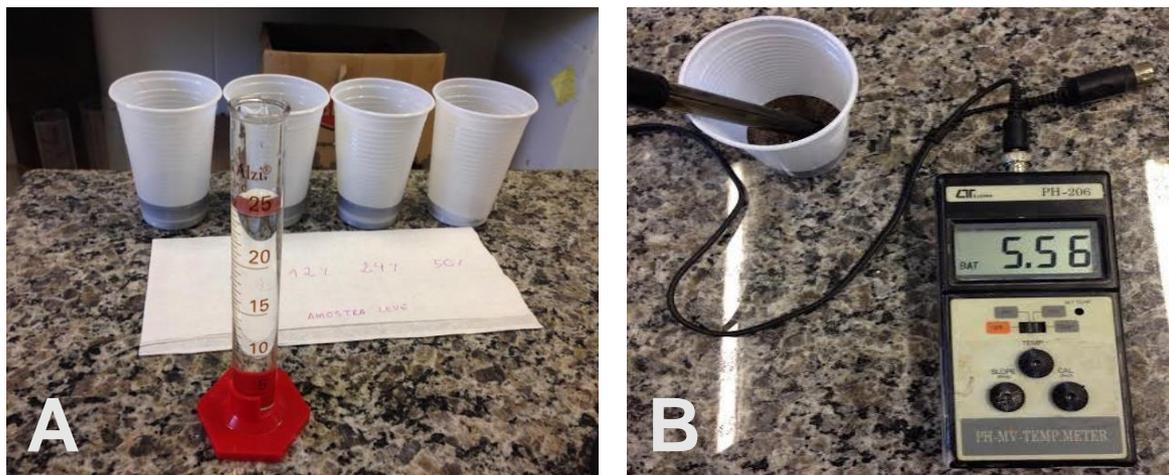
As baías de Guanabara e de Sepetiba são notoriamente conhecidas pelos seus elevados níveis de contaminação por metais pesados, hidrocarbonetos de petróleo, esgoto doméstico, patógenos fecais, fármacos, hormônios, dentre outras substâncias reconhecidamente tóxicas ao ecossistema (MACHADO et al., 2002; SILVEIRA et al., 2010; RODRIGUES et al., 2011; FIORI et al., 2013).

A bacia do Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ) drena a região da Baixada Fluminense e recebe altas cargas de resíduos domésticos e industriais contendo metais pesados, dos quais se destaca o mercúrio pela sua elevada concentração (MACHADO et al., 2008; MONTE, 2015). Além disso, a foz do Rio Meriti enfrenta, rotineiramente, problemas associados ao assoreamento, dificultando a circulação e renovação das águas na baía, bem como sua navegabilidade.

De modo análogo, a foz do Saco de Engenho (Baía de Sepetiba, RJ), ao longo das últimas décadas, também tem recebido importantes contribuições de metais pesados (principalmente chumbo, cádmio, zinco e cobre) devido, dentre outros fatores, à instalação pretérita (atualmente desativada) de uma antiga coprocessadora de zinco localizada nas adjacências do Saco de Engenho (MOLISANI et al., 2004, MONTE, 2015). Nesse sentido, vale ressaltar que o Porto de Sepetiba necessita frequentemente de intervenções de dragagem para a atracagem adequada de navios, em função da redução do calado operacional (MOLISANI et al., 2004; MONTE, 2015). A bacia do Rio São Francisco também recebe altas cargas de esgoto doméstico sem tratamento prévio adequado, além de seus tributários drenarem áreas intensamente urbanizadas e povoadas. De maneira similar à foz do Rio Meriti, a foz do canal de São Francisco sofre com severos eventos de assoreamento (MOLISANI et al, 2004, MONTE, 2017).

### 5.3 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E DETERMINAÇÃO DE METAIS PESADOS

A determinação do pH foi realizada por meio de eletrodo combinado imerso, na proporção de 1:2,5 (solo:água), com o emprego de equipamento da marca DIGIMED (Figura 10) (EMBRAPA, 1997). A quantificação do carbono orgânico foi efetuada em 1g de amostra, previamente submetida à lavagem com ácido clorídrico (HCl), para remoção do carbono oriundo dos carbonatos (não-orgânicos). Após essa etapa, a amostra foi submetida à pirólise no Equipamento LECO SNS-2000, sendo o teor de carbono orgânico determinado por análise elementar. O teor de matéria orgânica foi estimado a partir da multiplicação da concentração de carbono orgânico por um fator de 1,724 (EMBRAPA, 1997).



**Figura 10:** Solubilização das amostras de solo em água (A) para determinação do pH (B)

A determinação das concentrações totais de alumínio (Al), cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn) e manganês (Mn) em amostras biológicas, de solo e sedimento foram determinadas via solubilização de 1 g de amostra em 40 ml de uma mistura ácida de HF:HNO<sub>3</sub>:HClO<sub>4</sub> (2:1:1). A concentração de metais nos extratos foi quantificada por espectrometria de emissão atômica de plasma acoplada indutivamente (ICP-OES; Horiba Jobin Yvon, Ultima 2). Os limites de detecção foram de:

- 0,4 mg/kg para Al;
- 0,1 mg/kg para Cd;
- 0,2 mg/kg para Cu;
- 0,01 mg/kg para Cr;
- 0,4 mg/kg para Fe;
- 0,4 mg/kg, para Mn;
- 0,2 mg/kg para Ni;
- 0,2 mg/kg para Pb;
- 1,4 mg/kg para Zn.

Antes de serem submetidas a estes procedimentos, as minhocas foram congeladas, liofilizadas e homogeneizadas.

### 5.3.1 Comparação das Concentrações de Metais com Valores Orientadores

As concentrações de metais obtidas nos sedimentos foram comparadas aos valores orientadores estabelecidos pela legislação brasileira para a disposição de sedimentos dragados em ambientes aquáticos (CONAMA 454/2012), na qual:

- (i) Nível 1: corresponde ao limite de baixa probabilidade de efeitos tóxicos à biota;
- (ii) Nível 2: limite de alta probabilidade de efeitos tóxicos à biota.

Vale ressaltar que estes valores orientadores são aplicados somente à disposição dos sedimentos dragados em ambientes aquáticos.

De modo análogo, as concentrações de metais determinadas nos sedimentos foram comparadas com os limites definidos pela legislação brasileira para a qualidade do solo e disposição terrestre de sedimento de dragagem (CONAMA 420/2009 e CETESB DD N° 068/2016/E 2016), que estabelece:

- (i) Valor de referência: concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo – *background* geoquímico do solo para o estado de São Paulo;
- (ii) Valor de prevenção: concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais, com base nos riscos em receptores ecológicos do solo; e
- (iii) Valor de intervenção: concentração de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando cenário de exposição e atividade desenvolvida na área investigada: agrícola, residencial ou industrial.

### 5.3.2 Cálculo dos Fatores de Enriquecimento de Metais (FE)

O fator de enriquecimento é utilizado para avaliar o grau de contaminação associado ao *input* antropogênico de metais nos sedimentos (GHREFAT et. al., 2011), tendo em vista que o comportamento geoquímico dos elementos e a sua distribuição espacial são afetados pela distribuição granulométrica dos sedimentos (KARAGEORGIS et. al., 2012). A identificação de possíveis anomalias antropogênicas nas concentrações de metais nos sedimentos é verificada através da

normalização dos dados frente a um elemento de caráter conservativo e de origem predominantemente litogênica, como Al, Fe, ou Sc (ERGIN et al., 1991; SZEFER et al., 1996). KEMP et al. (1976) introduziram uma equação (Equação I) designada como fator de enriquecimento, utilizando o Fe como elemento de referência para normalização (SOLOMONS & FÖRSTNER, 1984), a qual foi empregada no presente estudo:

$$FE = \frac{(M_i/Fe)_{amostra}}{(M_i/Fe)_{background}} \quad (\text{Equação I})$$

onde:

$M_i$  = metal de interesse.

$Fe$  = concentrações de Fe do background no folhelho médio (TUREKIAN & WEDEPOHL, 1961) ou do *background* regional.

Os valores de *background* foram obtidos a partir de trabalhos prévios que determinaram as concentrações de metais na base de testemunhos de sedimentos nas baías de Guanabara (MONTEIRO et al., 2012) e de Sepetiba (GOMES et al., 2009). Na ausência de valores na literatura, utilizaram-se as concentrações determinadas no folhelho médio (TUREKIAN & WEDEPOHL, 1961). A escolha pelo folhelho médio se deve ao fato de que se trata de uma rocha sedimentar de granulometria fina e alto teor de matéria orgânica, que, portanto, reúne atributos que favorecem a fixação de metais. Para a Baía de Guanabara e de Sepetiba, foram utilizados os seguintes valores de *background* (em mg/kg):

Baía de Guanabara		
Metal	Concentração (mg/kg)	Fonte
Cd	0	TUREKIAN & WEDEPOHL, 1961
Cr	90	
Cu	2,7	MONTEIRO et al., 2012
Ni	8,3	
Pb	14,9	
Zn	70,2	
Fe	31.607	

Baía de Sepetiba		
Metal	Concentração (mg/kg)	Fonte
Cd	0	GOMES et al., 2009
Cr	9,3	
Cu	8	
Ni	8	
Pb	20	
Zn	54	
Fe	15.900	

Quando o FE é maior do que 1, indica um enriquecimento em relação ao *background*, sugerindo a hipótese de que sua presença pode ser decorrente de atividades antropogênicas (AQUAVITA et. al., 2010). De acordo com Grousset et. al. (1995), em função da variabilidade natural, considera-se que o FE entre 0,5 e 2 como oriundos de contribuição natural, enquanto FE > 2 indica a contribuição antrópica e/ou de processos biológicos.

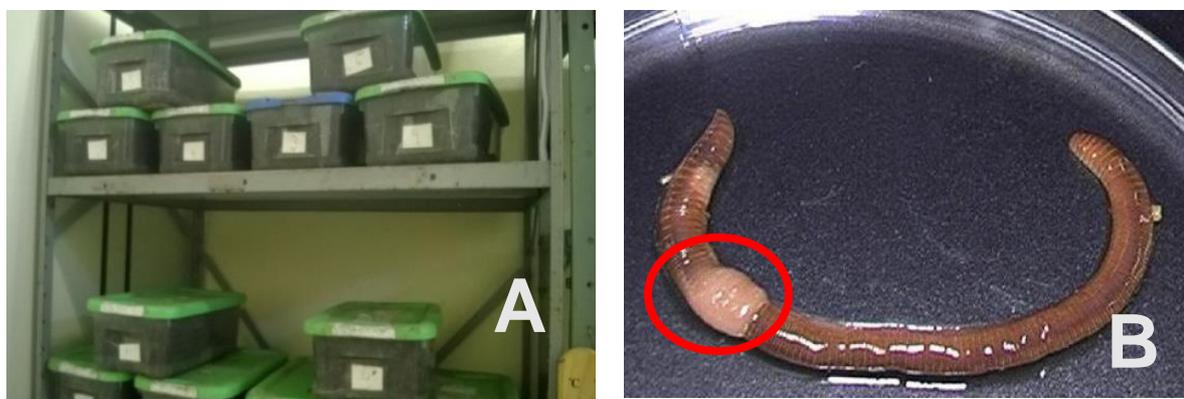
#### 5.4 TESTE ECOTOXICOLÓGICO AGUDO COM MINHOCAS (*Eisenia andrei*)

##### 5.4.1 Cultura de *Eisenia andrei*

As minhocas (*Eisenia andrei*) utilizadas no bioensaio agudo foram cultivadas no Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos (LECOTOX) do Departamento de Geografia da UFRJ. O laboratório mantém essa cultura desde 2014, sendo que os organismos iniciais (n=200) foram comprados junto à empresa MINHOBIX. Os animais foram criados em caixas plásticas contendo esterco de boi (**Erro! Autoreferência de indicador não válida.**), previamente submetidos a dois ciclos de congelamento. Uma vez por semana, aveia cozida em água destilada era servida aos organismos como fonte alternativa de alimento. Os animais foram criados sob temperatura controlada ( $20 \pm 2$  °C) e iluminação constante.

A remoção do húmus produzido pelos oligoquetas e a renovação do conteúdo de esterco nas caixas de cultura foi realizada periodicamente a cada três (3) meses. Para tanto, os organismos foram manualmente retirados das caixas de cultivo e separados grosseiramente em novas caixas de acordo com sua idade (adulto ou

não-adulto), tendo em vista a ocorrência de clitelo visualmente bem desenvolvido (**Erro! Autoreferência de indicador não válida.**).



**Figura 11:** (A) Criadouros de minhocas no LECOTOX; (B) Aspecto de indivíduo adulto de *Eisenia andrei*, com indicação do clitelo.

#### 5.4.2 Bioensaio Agudo

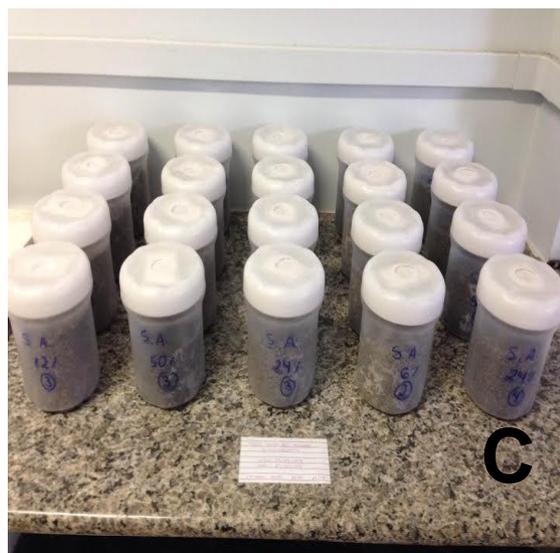
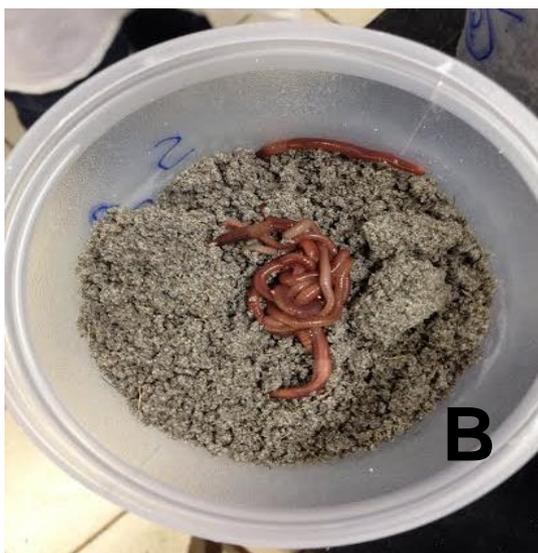
O teste ecotoxicológico agudo com minhocas da espécie *Eisenia andrei* foi realizado baseado no protocolo descrito em ASTM (2004). Foram preparadas quatro (4) réplicas de 500 g de material por dosagem de sedimento no solo. As dosagens de sedimento dragado aplicadas aos solos foram baseadas em ensaios prévios realizados por Cesar et. al. (2017), que estudaram a toxicidade destas mesmas amostras de sedimento em solos artificiais e obtiveram um gradiente satisfatório de mortalidade de *E. andrei*. As doses aplicadas foram: 6, 12, 18, 24 e 30%, onde 0% = solo puro. Quando necessário, doses intermediárias de sedimento foram aplicadas visando à obtenção de relações dose-resposta mais claras.

O teste foi realizado em recipientes plásticos cilíndricos (3,8 cm de diâmetro e 6,4 cm de altura). A umidade do solo foi previamente ajustada para a sua 40-60% da capacidade de retenção de água, conforme descrito em Natal-da-Luz et. al. (2009). Foram adicionados dez (10) organismos adultos com peso semelhante (variando de 300 a 600 mg) em cada réplica, de forma a obter populações mais homogêneas do ponto de vista etário e de biomassa (Figura 12). Antes de serem inseridos nos ensaios, os organismos foram deixados sobre papel absorvente umedecido com água destilada por 24h, para o esvaziamento do conteúdo intestinal, a fim de se eliminar eventuais interferências na determinação da biomassa corporal dos

animais. Após 14 dias de exposição, sob temperatura controlada ( $20 \pm 2$  °C) e iluminação constante, contabilizou-se o número de organismos sobreviventes. Estes animais, após serem pesados, foram congelados, liofilizados e encaminhados para a determinação de metais pesados em seus tecidos.

Réplicas adicionais com solo artificial tropical puro também foram preparadas para garantia dos resultados dos testes, tendo em vista que este substrato é ideal para a sobrevivência e reprodução dos animais. Para a validação do ensaio, são aceitos até 10% de mortalidade em solo artificial (ASTM, 2004). O solo artificial foi preparado de acordo com Garcia (2004), e é composto de 70% de areia de quartzo, 20% de caulim e 10% de pó da fibra de casca de coco.

A avaliação da variação da biomassa corporal dos animais é realizada através da diferença entre peso médio inicial e o peso médio final dos organismos inseridos na réplica, antes e após a exposição. A avaliação do grau de biodisponibilidade de metais foi avaliada através do cálculo dos fatores de bioconcentração (FBC), uma razão entre a concentração obtida no organismo e aquela determinada no solo.



**Figura 12:** Pesagem das minhocas (A), introdução das minhocas no teste (B) e visão panorâmica do ensaio (C).

### 5.4.3 Análise Estatística

O número de minhocas sobreviventes nos testes de toxicidade aguda foi utilizado para estimar a dose de sedimento dragado capaz de causar a morte de 50% dos organismos expostos (CL<sub>50</sub>), através da análise de PriProbit (usando o software PriProbit 1.63, Sakuma, 1998).

Mudanças significativas na biomassa corporal da minhoca e de mortalidade encontrada nas misturas de teste de solo e sedimento foram comparadas às dos respectivos controles (solos não contaminados - 0%) através do teste de Kruskal-Wallis.

## 6. RESULTADOS

### 6.1 DETERMINAÇÃO DO pH E DA MATÉRIA ORGÂNICA

Os resultados da determinação do pH e dos teores de matéria orgânica nos sedimentos puros estão demonstrados na Tabela 4. Os valores de pH indicam que o sedimento da foz do Rio Meriti é o mais ácido, um possível reflexo das severas condições de assoreamento, anoxia e eutrofização comumente apontadas para este ponto de coleta (MONTE, 2015; MACHADO et al., 2014). Além disso, o próprio método de solubilização da amostra, pode interferir nos valores de pH, assim como a oxidação do sedimento (compostos reduzidos como sulfetos e amônia). Por fim, outro fator que pode contribuir para o menor pH do sedimento do Rio Meriti é a contribuição da descarga de água doce que ele recebe, resultando em uma menor salinidade e pH, visto que a água doce possui pH levemente ácido. O elevado teor de matéria orgânica obtido para este ponto (4,9%) parece confirmar as condições redutoras (de anoxia), e é provavelmente decorrente, sobretudo, do despejo de esgoto doméstico sem pré-tratamento adequado e de baixos níveis de circulação de águas (MACHADO et al., 2014). Vale ressaltar que valores mais ácidos de pH podem facilitar a lixiviação de metais, aumentando sua mobilidade geoquímica e biodisponibilidade (CESAR et al., 2014b).

Os valores de pH para os demais pontos de coleta foram relativamente semelhantes entre em si e menos ácidos se comparados ao valor de 4,6 determinado para o Rio Meriti. Estes valores mais básicos podem estar relacionados à abundância de minerais carbonáticos nestes materiais, que tipicamente ocorrem em ambientes estuarinos e marinhos, ou mesmo pela influência direta da água do mar, a qual possui um pH mais básico quanto comparada à água de rio. Além disso, as concentrações de matéria orgânica foram mais baixas para o Saco do Engenho e para o sedimento do canal do São Francisco, o que pode sugerir a ocorrência de condições menos anóxicas e/ou contribuições comparativamente menos importantes de esgoto doméstico.

De todo modo, a adição de sedimento ao Latossolo, cujo pH já é ácido (4,2), aparentemente não alterou significativamente o pH das misturas solo:sedimento com os sedimentos estudados, com os valores variando entre 4,5 e 5 para todas as

misturas. Portanto, nesse caso especificamente, é provável que o pH tenha exercido papel de menor relevância na toxicidade observada nos bioensaios.

**Tabela 4:** Valores de pH e concentrações de matéria orgânica nos sedimentos puros.

Parâmetro	Saco do Engenho	Foz do Rio Meriti	Foz do C. São Francisco
pH	5,6	4,6	5,1
Matéria Orgânica (%)	1,8	4,9	0,93

## 6.2 DETERMINAÇÃO DE METAIS NOS SEDIMENTOS

### 6.2.1 Comparação com a Legislação Brasileira

As concentrações de metais nos sedimentos puros e suas comparações com as legislações estão demonstrados na Tabela 5 e na Tabela 6. Todos os sedimentos apresentaram a concentração de pelo menos um (1) metal excedendo os limites estipulados pela Resolução CONAMA 454/2012, indicando que os materiais são impróprios para disposição final em zonas marinhas.

Em termos de número de concentrações excedentes ao CONAMA 454, foi observada a seguinte ordem: Rio Meriti = Saco de Engenho > foz do canal de São Francisco. Na foz do Rio Meriti, o único metal em conformidade com o CONAMA 454 foi o Cd, cuja concentração encontra-se abaixo do limite de detecção. No Saco de Engenho, a concentração de Cu e Pb se encontram em concordância com o CONAMA 454. Por outro lado, na foz do Canal de São Francisco, com exceção do Zn, todos os metais analisados exibem concentrações abaixo daquelas preconizadas pelo CONAMA 454. Em termos de número absoluto de elementos metálicos em concentrações excedentes ao Nível 2 (alta probabilidade de efeitos tóxicos à biota aquática), vale destacar o Saco de Engenho (Cd, Ni e Zn), seguido do sedimento da foz do Rio Meriti (Zn). O sedimento da foz do Canal de São Francisco não apresentou nenhuma concentração acima do referido limite.

**Tabela 5:** Concentrações de metais nos sedimentos e comparação com os valores orientadores propostos por CONAMA 454/2012.

Metal	Foz do Rio Meriti	Saco do Engenho	Foz do C. São Francisco	CONAMA 454	
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	N1 <sup>#</sup>	N2 <sup>##</sup>
Cd	<0,10	7,2 <sup>##</sup>	<0,10	1,2	7,2
Cr	111 <sup>#</sup>	133 <sup>#</sup>	43,5	81	370
Cu	111 <sup>#</sup>	15	11,1	34	270
Ni	42,9 <sup>#</sup>	58,4 <sup>##</sup>	13	20,9	51,6
Pb	90,9 <sup>#</sup>	36,8	30,2	46,7	218
Zn	926 <sup>##</sup>	1200 <sup>##</sup>	206 <sup>#</sup>	150	410

Notas: N1 = Nível 1 (baixa probabilidade de efeitos tóxicos à biota); N2 = Nível 2 (alta probabilidade de efeitos tóxicos à biota). # = concentração maior que o N1; ## = concentração maior que o Nível 2.

No âmbito das comparações das concentrações de metais com a Resolução CONAMA 420/2009 para qualidade de solos, o único material considerado apto para disposição terrestre foi o sedimento da foz do Canal de São Francisco, tendo em vista que as suas concentrações se encontram abaixo dos valores orientadores. No caso do sedimento da foz do Rio Meriti, somente o teor de Cd se apresentou em concordância com a legislação supracitada. No Saco de Engenho, somente as concentrações de Pb e Cu estavam abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA 420. O número de concentrações excedentes ao CONAMA 420 foi maior no Rio Meriti, seguido pelo Saco do Engenho. No sedimento da foz do Rio Meriti, o único metal que excedeu o limite de intervenção (utilizado para avaliação de risco à saúde humana) foi o Zn, enquanto no Saco do Engenho, além do Zn, o Cd também se encontrava acima do referido limite. Todas as demais concentrações excedentes mencionadas referem-se a valores acima do limite de prevenção (idealizado com base em risco ecológico terrestre).

**Tabela 6:** Concentrações de metais nos sedimentos e comparação com os valores orientadores propostos por CONAMA 420/2009.

Metal	Foz do Rio Meriti	Saco do Engenho	Foz do Canal de São Francisco	CONAMA 420	
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	PV <sup>#</sup>	IT <sup>##</sup>
Cd	<0,10	7,2 <sup>#</sup>	<0,10	1,3	3
Cr	111 <sup>#</sup>	133 <sup>#</sup>	43,5	75	150
Cu	111 <sup>#</sup>	15	11,1	60	200
Ni	42,9 <sup>#</sup>	58,4 <sup>#</sup>	13	30	70
Pb	90,9 <sup>#</sup>	36,8	30,2	72	180
Zn	926 <sup>##</sup>	1200 <sup>##</sup>	206	300	450

Notas: PV = valor de prevenção; IT = valor de intervenção. \* = FE > 2 (contribuição antrópica significativa); # = concentração maior que o PV; ## = concentração maior que o IT.

Vale, novamente, frisar que as Resoluções 420 e 454 do CONAMA, que regem as diretrizes para disposição de materiais dragados em ambientes terrestres e aquáticos, respectivamente, foram baseadas em dados oriundos de áreas de clima temperado. A revisão destes valores orientadores é urgente e de extrema importância, de modo a adequá-los à realidade dos ecossistemas tropicais brasileiros. Nesse sentido, a execução de testes ecotoxicológicos para fins de validação dos valores orientados é de suma importância no seu processo de revisão e no subsídio à tomada de decisão em ações de gestão de resíduos sólidos e preservação da biodiversidade aquática e de solo.

### 6.2.2 Avaliação da Intensidade da Contaminação

Os resultados referentes aos fatores de enriquecimento (FE) de metais nos sedimentos puros estão indicados na **Tabela 7**. Tendo em vista que valores acima de duas (2) unidades de FE apontam contribuição antrópica significativa de contaminação, na foz do Rio Meriti observa-se valores muito acima deste limite para Cu, Pb, Ni e Zn. No Saco de Engenho, os FEs para o Cd, Cr, Zn e Ni também exibem valores acima de 2 unidades, enquanto no sedimento da foz do Canal de São Francisco somente o Cr excedeu o valor de 2. Os dois maiores valores de FE obtidos dentre todos os metais e sedimentos dragados estudados dizem respeito ao Zn e o Cu, com valores de 10,7 e 33,3, respectivamente, no sedimento da foz do Rio Meriti, indicando contribuição antrópica extremamente intensa de contaminação.

**Tabela 7:** Fatores de enriquecimento (FE) de metais nos sedimentos puros

Metal	Foz do Rio Meriti	Saco do Engenho	Foz do C. São Francisco
	FE		
Cd	DI	6,9*	DI
Cr	1,0	4,6*	2,2*
Cu	33,3*	0,6	0,6
Ni	4,2*	2,3*	0,7
Pb	4,9*	0,6	0,7
Zn	10,7*	7,2*	1,8

Notas: \* = FE > 2 (contribuição antrópica significativa); DI = dado indisponível (concentração abaixo do limite de detecção).

A **Tabela 8** apresenta uma comparação das concentrações de metais obtidas nos sedimentos estudados com materiais dragados de outras localidades do estado do Rio de Janeiro. Vale destacar que o método analítico empregado para a determinação de metais nos materiais indicados na **Tabela 8** é o mesmo utilizado para a quantificação destes elementos neste trabalho. Além disso, ressalta-se, também, que a escolha de outras áreas de estudo para comparação foi baseada na disponibilidade de valor de CL<sub>50</sub> de *Eisenia andrei* para os materiais.

Em comparação a outros sedimentos, as concentrações encontradas no Saco do Engenho, seguido do sedimento da foz do Rio Meriti, foram as maiores dentre todas as áreas utilizadas para comparação. A título de comparação, a concentração de Zn na foz do Saco de Engenho chega a exceder quase três (3) vezes e onze (11) vezes os teores encontrados no sedimento dragado do Porto do Rio de Janeiro (Monte et. al. 2017) e nos sedimentos dragados dos Rios Botas e Sarapuí (Cesar et. al. 2013) na baixada fluminense, respectivamente. O sedimento do Saco do Engenho é a única área de estudo onde o Cd se apresenta com concentração acima do limite de detecção. No caso da foz do Rio Meriti, quando comparado com as demais áreas de estudo da Tabela 8, vale ainda ressaltar que a concentração de Pb é somente excedida pelo teor encontrado no sedimento dragado do Canal do Cunha.

Por outro lado, as concentrações de metais determinadas no sedimento do Canal de São Francisco, juntamente com o sedimento dos Rios Botas e Sarapuí (Cesar et. al. 2013), foram as menores dentre os sedimentos utilizados para comparação. Mesmo o Zn, o metal com a maior concentração absoluta no Canal de

São Francisco, ainda apresenta concentrações mais baixas do que as descritas previamente em ecossistemas altamente eutrofizados, como a Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ) ou a própria baía de Guanabara (Vezzone et.al. 2018).

Tendo em vista os valores de FE obtidos e a análise comparativa com sedimentos dragados de outras localidades do Estado do RJ, na foz do Saco de Engenho as concentrações elevadas de Cd, Zn e Ni estão, possivelmente, relacionadas à lixiviação e/ou erosão de antigos rejeitos de uma antiga mineradora, atualmente desativada. E esta área necessita de dragagem frequente devido às atividades do Porto de Sepetiba, conferindo uma atenção especial aos referidos metais em relação aos efeitos da ressuspensão desses sedimentos contaminados (Monte et. al. 2015).

No caso do sedimento da foz do Rio Meriti, é importante destacar que a mesma sofre com processos intensos de assoreamento, resultantes de processos desordenados de ocupação urbana do espaço (MACHADO et al., 2008; MONTE et al., 2015). Além disso, a bacia deste rio recebe importantes contribuições de indústrias químicas e de esgoto doméstico oriundos de áreas sem pré-tratamento adequado na baixada fluminense (MACHADO et al., 2008). O Zn e o Cu são bons indicadores de contaminação por esgoto doméstico (CESAR et al., 2012), fato que talvez possa explicar as altas concentrações e elevados valores de FE obtidos para estes metais, bem como a mais alta concentração de matéria orgânica entre os sedimentos estudados. No entanto, fontes antrópicas de Zn e Cu oriundas do despejo de efluentes industriais e de curtumes não podem ser descartadas. Observa-se, ainda, concentrações de Pb, com prováveis contribuições industriais, associadas talvez à galvanoplastia (MACHADO et al., 2008). Ademais, a concentração de Cr (acima do Nível 1) merece também atenção, e pode estar atrelada a efluentes de indústrias de tintas ou ao intemperismo de casco de navios.

No que se refere ao sedimento da foz do Canal do São Francisco, a bacia hidrográfica contribuinte drena áreas industriais da baixada de Santa Cruz, e eventualmente pode receber importantes fontes industriais, além das fontes de esgoto doméstico não tratado. O Zn foi o metal de maior expressão em termos de contaminação, e suas altas concentrações e alto FE podem estar atrelados às referidas fontes.

Para uma avaliação mais precisa e consistente das fontes de contaminação de metais para estes sedimentos dragados, faz-se necessário o mapeamento destas fontes nas bacias hidrográficas dos rios estudados, uma vez que o sedimento coletado na foz representa, basicamente, o produto das contribuições de toda a bacia. Tal esforço deve contemplar a identificação de fontes naturais e antrópicas, incluindo aquelas que são clandestinas e espacialmente difusas. Além disso, essas fontes provavelmente devem apresentar variações no tempo e no espaço, o que inclui variabilidades sazonais (altamente dependentes da precipitação pluvial que, por sua vez, é diretamente influenciada por fenômenos climáticos extremos e/ou cíclicos, como o *El Niño*, por exemplo). Portanto, para a compreensão mais sólida e abrangente dessas fontes, é preciso que haja a realização de amostragens sistemáticas ao longo de vários anos e em distintas estações do ano (pelo menos, inverno e verão), de modo a verificar tendências temporais e espaciais. Além disso, é válido notar que, no caso das fontes clandestinas de contaminação, estas por vezes estão associadas a áreas de altos índices de criminalidade no Rio de Janeiro (principalmente no caso da Bacia do Rio Meriti, que drena a baixada fluminense), tornando extremamente complexa a execução de estudos relacionados à essa temática. De modo complementar, o uso de isótopos estáveis poderá otimizar fortemente o mapeamento de fontes de poluição.

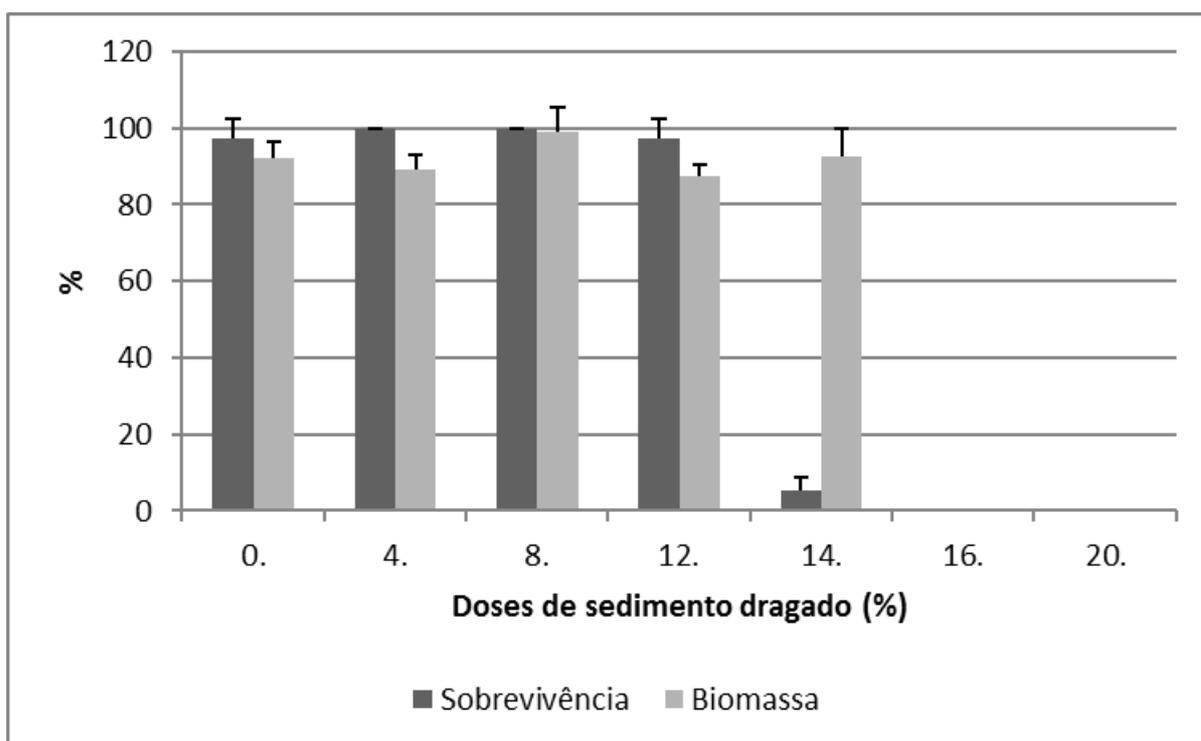
**Tabela 8:** Comparação das concentrações de metais (mg/kg) encontradas em sedimentos superficiais neste estudo com as descritas para outros sedimentos superficiais coletados no Estado do Rio de Janeiro, para os quais existem dados de CL<sub>50</sub> para *Eisenia andrei* na literatura.

Metal		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Referência
Localização	Saco do Engenho (BS)	7,2	133	15	58	37	1200	Este estudo
	Foz do Rio Meriti (BG)	<0,10	111	111	43	91	926	
	Foz do Canal de São Francisco (BS)	<0,10	44	11	13	30	206	
	Lagoa Rodrigo de Freitas	<0,10	42	52	16	74	233	Vezzone et.al. (2018)
	Canal do Cunha (Baía de Guanabara)	-	95	92	20	124	329	Cesar et. al. (2014)
	Rios Botas e Sarapuí (Baixada Fluminense)	<0,06	94	26	8,6	19	114	Cesar et. al. (2013)
	Porto do Rio de Janeiro	<0,10	104	114	48	87	453	Monte et. al. (2017)

## 6.3 BIOENSAIOS AGUDOS COM MINHOCAS

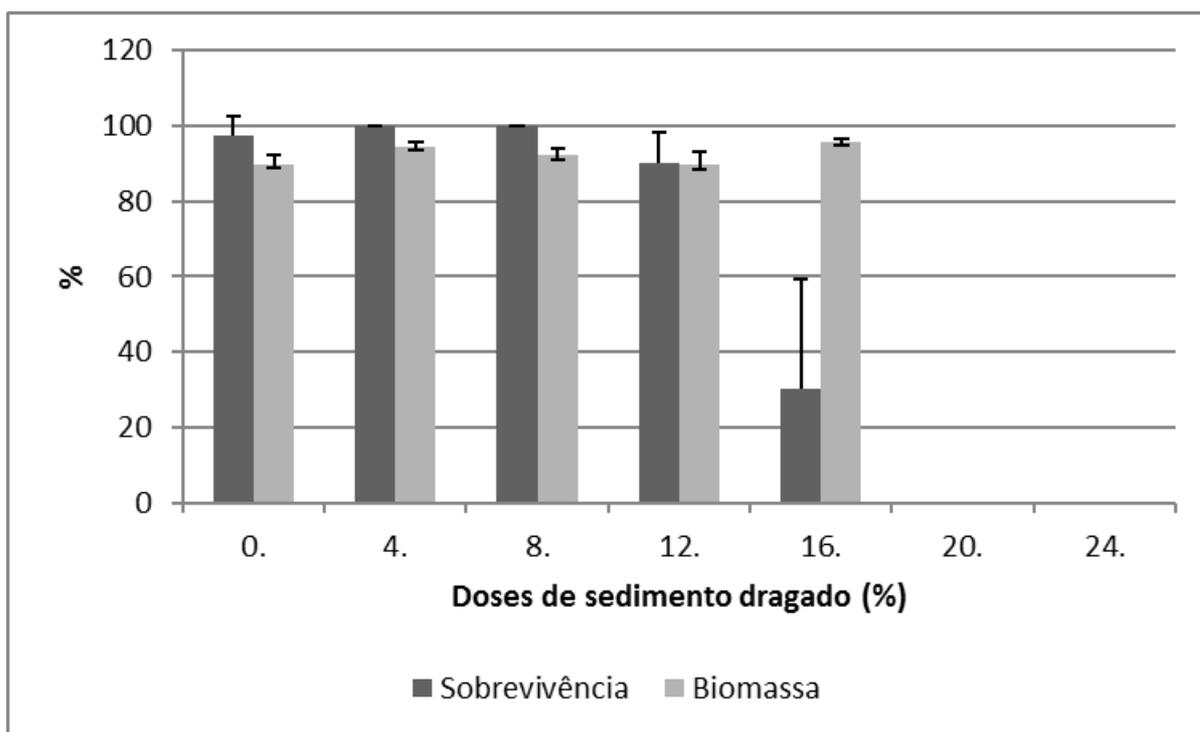
### 6.3.1 Sobrevivência

Os dados referentes à sobrevivência das minhocas expostas a diferentes doses de sedimento dragado da foz do Saco de Engenho estão demonstrados na Figura 13. Os resultados indicam altos níveis de sobrevivência até a dose de 12% (acima de 95%), seguida de uma queda abrupta e significativa (para 5%) para a dosagem de 14% ( $p < 0,05$ , Kruskal-Wallis). Essa redução drástica da sobrevivência em um curto intervalo de dose (de sedimento no solo) é um aspecto importante da toxicidade deste sedimento, tendo em vista que o limiar de dose capaz de causar efeitos adversos drásticos à biota é muito pequeno e, portanto, sua disposição ou aplicação eventual em ambientes terrestres deve ser cautelosamente monitorada. A CL<sub>50</sub> (expressa em % de sedimento adicionado ao solo) determinada para esta área de estudo foi de 13,06%. Os dados não permitiram a estimativa do intervalo de 95% de confiança.



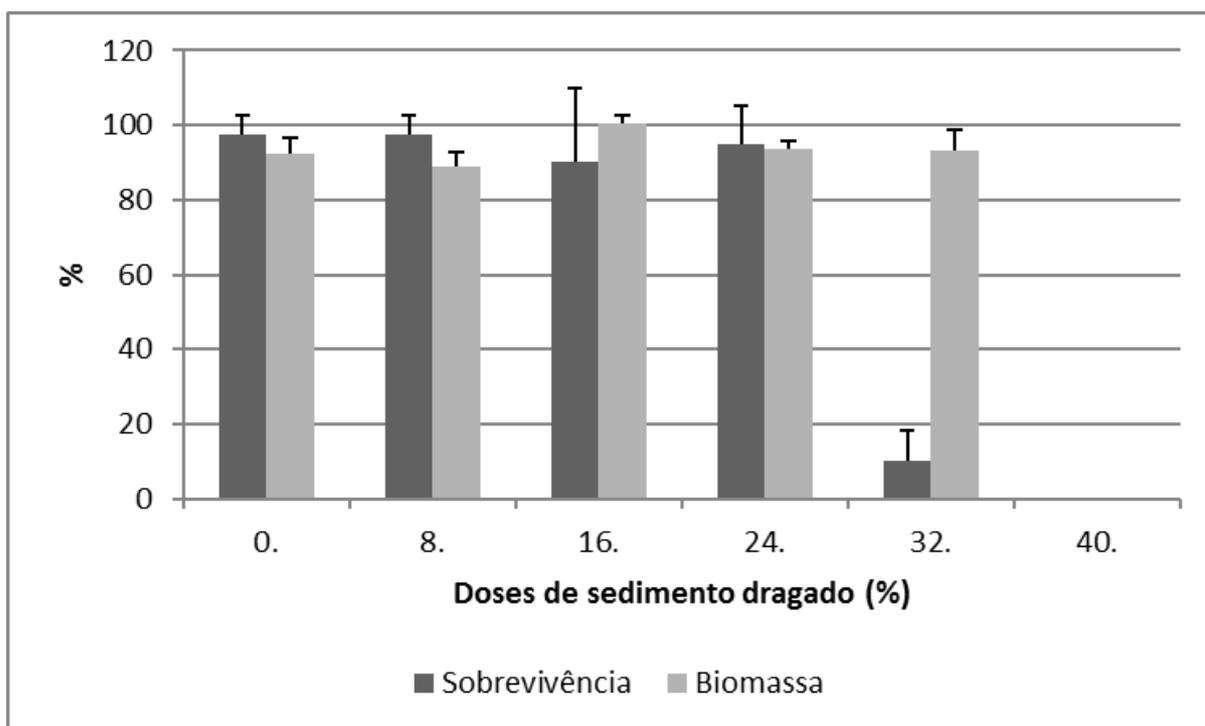
**Figura 13:** Sobrevivência e variações do peso corporal de minhocas (*Eisenia andrei*) expostas a distintas dosagens de sedimento superficial da foz do Saco de Engenho em Latossolo.

Os dados referentes à sobrevivência e variações do peso corporal das minhocas expostas a diferentes doses de sedimento dragado da foz do Rio Meriti estão demonstrados na Figura 14. Os resultados apontam, de forma semelhante ao verificado no Saco de Engenho, uma queda brusca e significativa da sobrevivência a partir da dose de 12% ( $p < 0,05$ , Kruskal-Wallis). Contudo, essa queda é aparentemente em menor grau se comparada àquela encontrada no Saco de Engenho. Nesse caso, de 12% para 16%, observa-se uma redução de 60% da sobrevivência. A partir da dose de 20%, todos os organismos expostos morreram.  $CL_{50}$  estimada para esta área de estudo foi de 14,60%. Os dados não permitiram a estimativa do intervalo de 95% de confiança.



**Figura 14:** Sobrevivência e variações do peso corporal de minhocas (*Eisenia andrei*) expostas a distintas dosagens de sedimento dragado da foz do Rio Meriti em Latossolo.

Os dados referentes à sobrevivência e variações do peso corporal das minhocas expostas a diferentes doses de sedimento dragado do Canal de São Francisco estão demonstrados na Figura 15. Até a dosagem de 24% deste sedimento no solo, não houve morte significativa de organismos. Uma redução significativa da sobrevivência foi somente detectada para a dose de 32% (abaixo de 20%) ( $p < 0,05$ , Kruskal-Wallis), com  $CL_{50}$  estimada em 28,02%. Os dados não permitiram a estimativa do intervalo de 95% de confiança.



**Figura 15:** Sobrevivência e variações do peso corporal de minhocas (*Eisenia andrei*) expostas a distintas dosagens de sedimento dragado da foz do Canal de São Francisco em Latossolo.

A **Tabela 9** apresenta os valores de  $CL_{50}$  determinados para os sedimentos do Saco de Engenho, foz do Rio Meriti e foz do Canal de São Francisco em misturas com Latossolo (este estudo) e as  $CL_{50}$ s obtidas em solos artificiais para estes mesmos sedimentos (determinadas em CESAR et al., 2017). Dessa forma, constatou-se a seguinte ordem de toxicidade segundo a área de estudo: foz do Saco do Engenho  $\geq$  foz do Rio Meriti  $>$  Canal de São Francisco. Esta ordem de toxicidade está aparentemente em concordância com as concentrações de metais e com os valores de FE obtidos para estes sedimentos (ver itens 6.2.2 e 6.3.3), que apontam para baixas concentrações no sedimento da foz do Canal de São Francisco, em detrimento dos elevados teores no Rio Meriti e no Saco do Engenho. Apesar de as concentrações de metais no Saco de Engenho serem maiores e de ser a única área estudada em que o Cd (um metal altamente tóxico) aparece acima do limite de detecção, não houve diferença de valor de  $CL_{50}$  entre a referida área e a foz do Rio Meriti, sugerindo que outros parâmetros do sedimento talvez exerçam papel de maior relevância na toxicidade. Por outro lado, sem dúvida alguma, o sedimento do

Canal de São Francisco é o menos tóxico, com  $CL_{50}$  praticamente dobrando em relação às demais áreas.

Para todos os sedimentos estudados, a  $CL_{50}$  obtida em Latossolo neste trabalho foi menor do que aquela determinada por Cesar et al. (2017) em solos artificiais, sugerindo que a toxicidade é maior em Latossolo. Esta constatação pode estar atrelada:

- (i) Ao fato de que o Latossolo é um solo ácido ( $pH = 4,2$ , enquanto o solo artificial tem  $pH$  em torno de  $5,5-6,5$ ) e, portanto, tende a lixiviar mais facilmente metais pesados e sais, tornando-os potencialmente mais biodisponíveis para absorção via epiderme das minhocas. Nesse sentido, vale ressaltar, no caso das minhocas, que a absorção de metais via epiderme é mais importante do que a via de ingestão de solo. Vijver et al. (2003), ao propor um método para distinguir a absorção dermal e via ingestão com base no selamento da cavidade oral das minhocas (*Eisenia fetida*), indicaram que a assimilação de metais pelos organismos é predominantemente via exposição dérmica; e
- (ii) Ao fato de que os teores de nutrientes (fertilidade natural) e de matéria orgânica em Latossolo são muito baixos se comparados ao solo artificial, que conta com 10% do pó da fibra de casca de coco. Nesse contexto, a disponibilidade de alimento para minhocas em Latossolo é baixa, independentemente da adição de qualquer resíduo ou contaminante. Assim, é válido supor que organismos mal alimentados tenderiam a ser menos resistentes (sistema imunológico mais débil) quando expostos a agentes tóxicos no solo (Cesar et al, 2012). Essas observações ressaltam a importância da realização de testes ecotoxicológicos em solos tropicais, de modo a subsidiar a geração de valores orientadores capazes de refletir as especificidades destes materiais e sua influência na biodisponibilidade de contaminantes.

**Tabela 9:** Análise comparativa entre os valores de CL<sub>50</sub> obtidos para os sedimentos estudados em misturas com Latossolo e solo artificial.

Área de Estudo	CL <sub>50</sub> em Latossolo (%)	CL <sub>50</sub> em Solo Artificial (%)
	(Este estudo)	(Cesar et al. 2017)
Foz do Saco do Engenho	13,06	16,26
Foz do Rio Meriti	14,6	17,43
Foz do Canal de São Francisco	28,02	DI*

Nota: DI = dado indisponível (neste caso, a mais alta dosagem aplicada, de 30%, não causou morte significativa às minhocas).

A **Tabela 10** apresenta uma comparação entre os valores de CL<sub>50</sub> determinados neste trabalho e dados de CL<sub>50</sub> obtidos para sedimentos dragados oriundos de diversos ecossistemas aquáticos do Estado do Rio de Janeiro, em misturas com a mesma amostra de Latossolo utilizada neste presente trabalho e com o emprego do mesmo teste de toxicidade (bioensaio agudo com *Eisenia andrei*). Os dados apontam que, embora as concentrações de metais nos sedimentos do Saco de Engenho e da foz do Rio Meriti sejam relativamente mais altas do que as demais áreas (Tabela 10), os valores de CL<sub>50</sub> para estas mesmas áreas são comparativamente maiores, sugerindo que a toxicidade é menor em relação a outros sistemas hídricos do Estado do Rio de Janeiro. Essa observação pode estar relacionada à:

- (i) Presença de sais marinhos nestes materiais, com potencial de causar efeitos tóxicos à biota terrestre. Nesse contexto, Pereira et al. (2005), ao estudarem a toxicidade NaCl e sal marinhos em solos artificiais com base em bioensaios crônicos com colêmbolos, ácaros e enquitreídeos, revelaram que estes sais eram potencialmente tóxicos aos organismos supracitados. Owojori et al. (2009), ao investigarem a toxicidade do NaCl para minhocas (*Eisenia fetida*), indicaram que doses maiores ou iguais a 2g/kg seriam capazes de inibir a reprodução de 50% dos animais expostos. Em trabalhos futuros, a toxicidade de sais para minhocas

deverá ser estudada em mais detalhe em solos tropicais, de forma a verificar a influência deste parâmetro na toxicidade; e

- (ii) Presença de outros agentes reconhecidamente tóxicos, além dos sais marinhos, não avaliados neste trabalho, tais como hidrocarbonetos de petróleo, fármacos, hormônios e agrotóxicos. Em todo caso, é importante destacar que o resultado de um teste ecotoxicológico reflete a atuação simultânea de todos os agentes tóxicos presentes nos materiais, incluindo aqueles não contemplados pelas análises químicas e, portanto, fornece um prognóstico mais consistente do risco ecológico, complementando as análises químicas.

**Tabela 10:** Valores de CL<sub>50</sub> obtidos neste trabalho e comparação com dados de CL<sub>50</sub> determinados para outras localidades do Estado do Rio de Janeiro, em mistura com o mesmo Latossolo utilizado na presente dissertação.

Área de Estudo	CL <sub>50</sub> em Latossolo (%)	Referência
Saco do Engenho (Baía de Sepetiba)	13,06	Este estudo
Foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara)	14,6	
Foz do Canal de São Francisco (Baía de Sepetiba)	28,02	
Lagoa Rodrigo de Freitas	9,2	Vezzone et.al. (2018b)
Canal do Cunha (Baía de Guanabara)	9,9	Cesar et. al. (2014)
Rios Botas e Sarapuí (Baixada Fluminense)	DI*	Cesar et. al. (2013)
Porto do Rio de Janeiro (Baía de Guanabara)	7,71	Monte et. al. (2017)

Nota: DI = dado indisponível. \* = o sedimento puro (100%) não causou morte significativa aos organismos.

### 6.3.2 Variações do peso corporal (biomassa)

Os dados referentes às variações do peso corporal das minhocas expostas a diferentes doses de sedimento dragado do Saco de Engenho, da foz do Rio Meriti e da foz do Saco de Engenho estão demonstrados nas Figura 13, Figura 14 e Figura 15. Os resultados indicam que, para todos os sedimentos estudados, não houve variação significativa de biomassa corporal dos animais para nenhuma das doses aplicadas. Por outro lado, Cesar et al. (2017), ao avaliarem a variação da biomassa de *E. andrei* em solos artificiais tratados com diferentes doses das mesmas amostras de sedimentos usadas no presente trabalho, constataram, para os sedimentos da Saco de Engenho e da foz do Rio Meriti, um incremento da biomassa dos organismos expostos a dosagens mais baixas de sedimento, seguido de uma queda da biomassa para doses maiores.

No caso dos testes em solos artificiais, hipóteses prováveis para o incremento da biomassa podem estar associadas ao/à:

- (i) Reconhecimento da matéria orgânica oriundo do esgoto doméstico como fonte de alimento (CESAR et al., 2014), especialmente na foz do Rio Meriti, que é o sedimento de mais elevado teor de matéria orgânica;
- (ii) Presença de sais marinhos nestes sedimentos, capazes de induzir a acumulação excessiva de águas pelos organismos (BIANCHI, 2013), em uma tentativa de manter o equilíbrio osmótico;
- (iii) Presença de fármacos e hormônios nestes materiais, capazes de causar distúrbios ao sistema endócrino dos organismos (CESAR et al., 2015).

Em trabalhos futuros, a ausência de variabilidade significativa da biomassa e a influência das propriedades do Latossolo nesse fenômeno deverá ser estudada mais detalhadamente. Em contradição a este trabalho, Monte et al. (2017), ao estudarem a toxicidade de um sedimento dragado hipersalino da APA de Guapimirim (Baía de Guanabara), com base em bioensaios com *E. andrei* e emprego da mesma amostra de Latossolo, apontam para o incremento da biomassa dos animais expostos a baixas dosagens de sedimento. Fenômeno semelhante também foi detectado no mesmo trabalho para sedimentos oriundos do Porto do Rio.

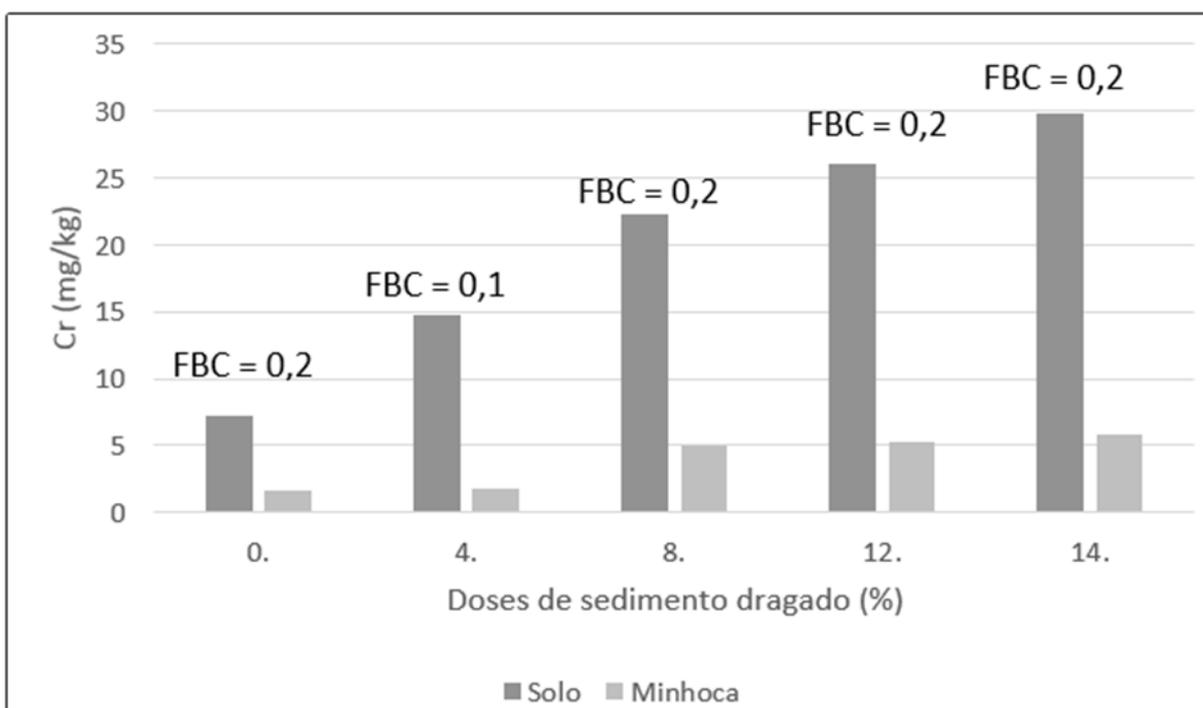
Em todo o caso, é relevante destacar o efeito ecotoxicológico diferenciado desses resíduos em diferentes classes de solo, e a necessidade de se idealizar uma composição de solo artificial capaz de refletir as características básicas dos solos tropicais.

### **6.3.3 Bioconcentração de Metais**

#### **6.3.3.1 Sedimento do Saco do Engenho**

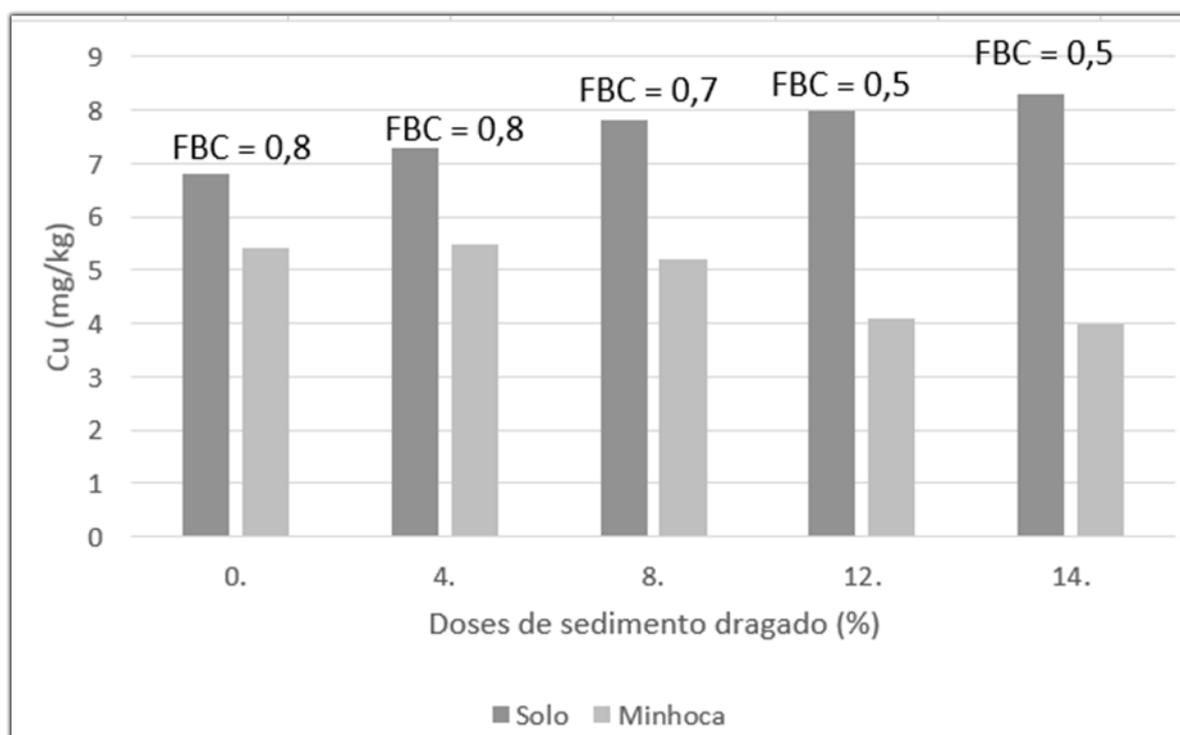
As concentrações de metais medidas para as misturas solo:sedimento nos tecidos de minhocas sobreviventes dos testes e respectivos valores de FBC estão disponíveis no Anexo I e nas Figura 16, Figura 17, Figura 18, Figura 19 e Figura 20. Liu et al. (2005) apontam que valores de FBC menores do que uma (1) unidade indicam que houve bioconcentração de metais, enquanto FBC maiores do que um (1) apontam para a ocorrência de fenômeno de bioacumulação (ou seja, balanço de massa positivo de metais em tecido metal, indicando que a taxa de absorção de metais é maior do que a taxa de excreção dos mesmos).

Os FBC obtidos para o Cr apontam que os organismos apenas bioconcentraram o metal, mas não o bioacumularam (FBC entre 0,1 e 02 unidades), indicando baixa biodisponibilidade potencial. Não houve tendência de aumento ou redução dos valores de FBC com o incremento, sugerindo que os organismos não assimilam o Cr na mesma proporção em que o mesmo é adicionado ao solo. No âmbito da bioconcentração, por outro lado, vale destacar que, ao comparar a concentração de Cr nas minhocas expostas ao solo puro (0%) e na dosagem de 14%, houve incremento de quase três vezes a concentração do metal.



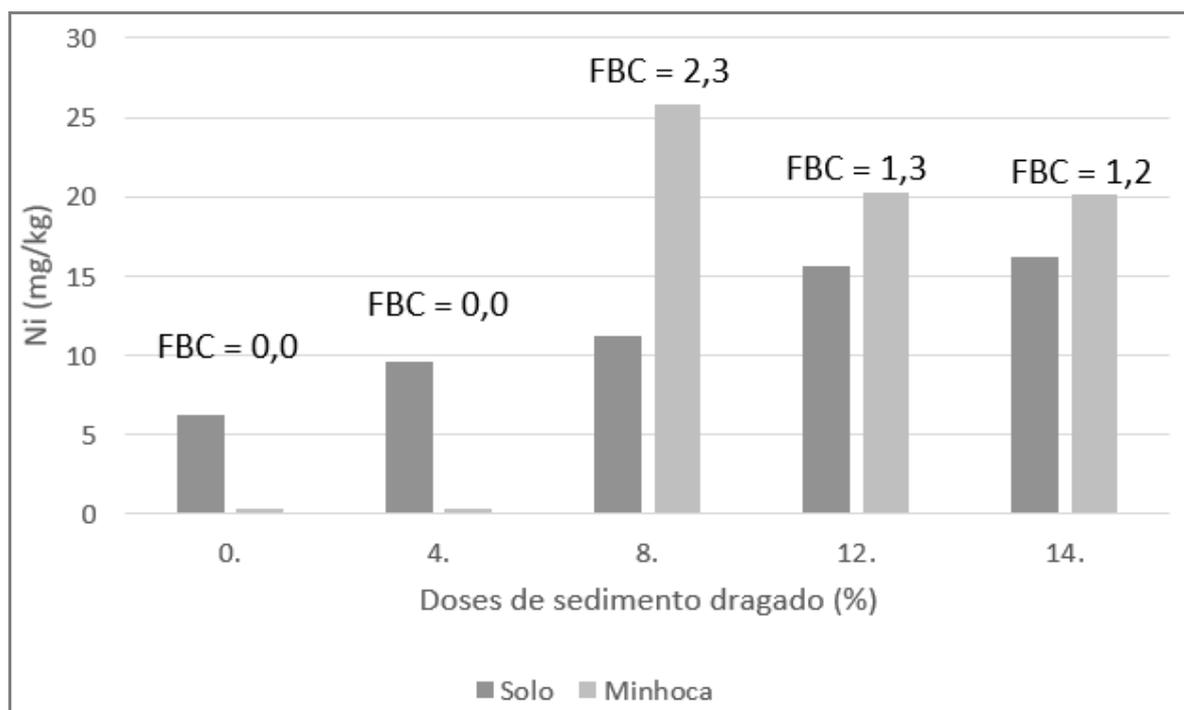
**Figura 16:** Concentrações de Cr total nas misturas de solo e sedimento do Saco do Engenho, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

Os FBC encontrados para o Cu (Figura 17) indicam valores menores que a unidade, sugerindo baixa biodisponibilidade. Ainda, houve redução do valor de FBC com incremento de dose de sedimento no solo, apontando para uma redução da fração biodisponível do metal no solo ou que, ao menos, os organismos não conseguiram mais absorver o metal do solo. No entanto, os valores de FBC encontrados foram relativamente altos tendo em vista os valores obtidos para os metais, como por exemplo, o Cr, cujos FBC são próximos de zero (0). Nesse sentido, vale ressaltar que o Cu é um metal essencial à biologia das minhocas, e exerce papel de suma importância no transporte de substância entre as células e os tecidos (LUKKARI et al., 2005). Tendo em vista que aquele elemento é essencial à fisiologia destes animais, é válido supor que o Cu possua rotas de absorção facilitadas, mecanismos de armazenagem interna e de saturação.



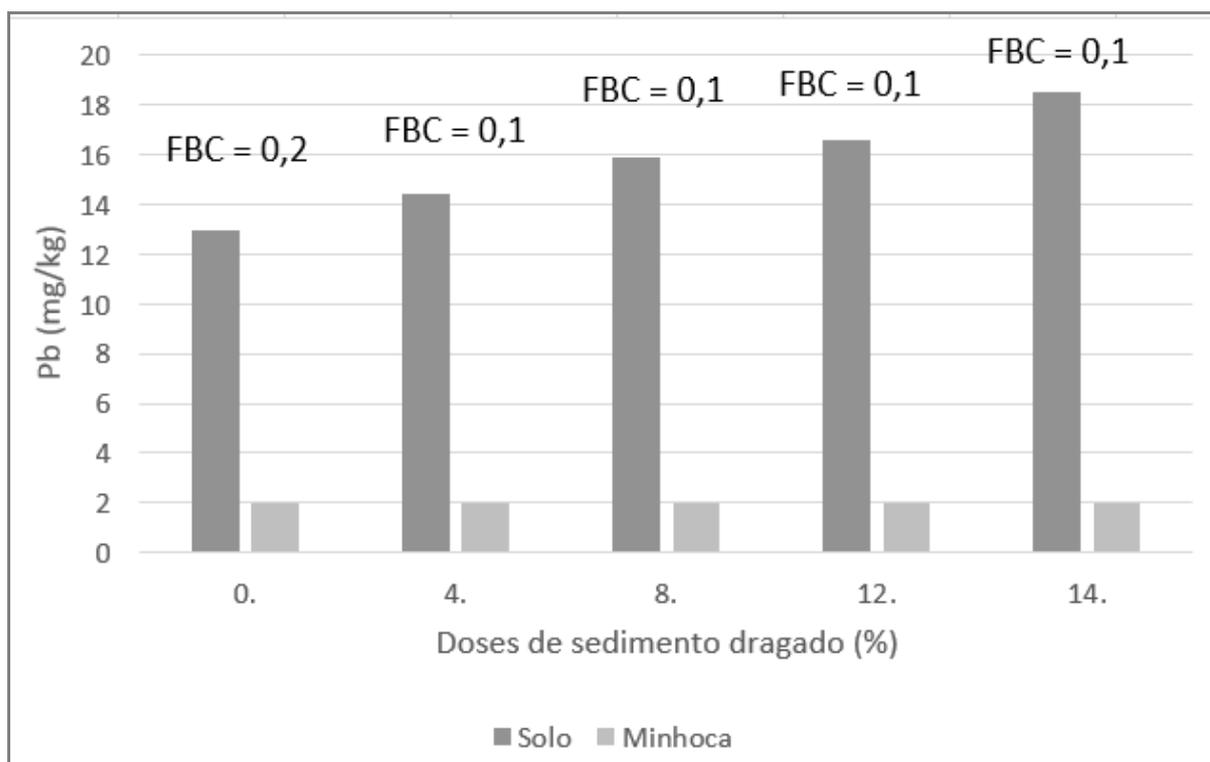
**Figura 17:** Concentrações de Cu total nas misturas de solo e sedimento do Saco do Engenho, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

Os valores de FBC obtidos para o Ni (Figura 18) indicam alta biodisponibilidade do metal, tendo em vista a ocorrência de FBC maiores do que a unidade. Em baixa dosagem de sedimento no solo (4%) não houve bioacumulação do metal (FBC < 1). A partir da dosagem de 8%, a fração biodisponível do metal parece incrementar representativamente, FBC maior do que até duas (2) unidades, e tendência de decréscimo para dosagens maiores. O Ni é um metal não essencial e reconhecidamente tóxico às minhocas (Neuhauser et al., 1985) e, portanto, a referida constatação merece maior atenção quanto ao risco ecológico da disposição desse sedimento em solo. Em concordância com a alta biodisponibilidade do Ni, este sedimento apresenta a menor CL<sub>50</sub> dentre os materiais estudados.



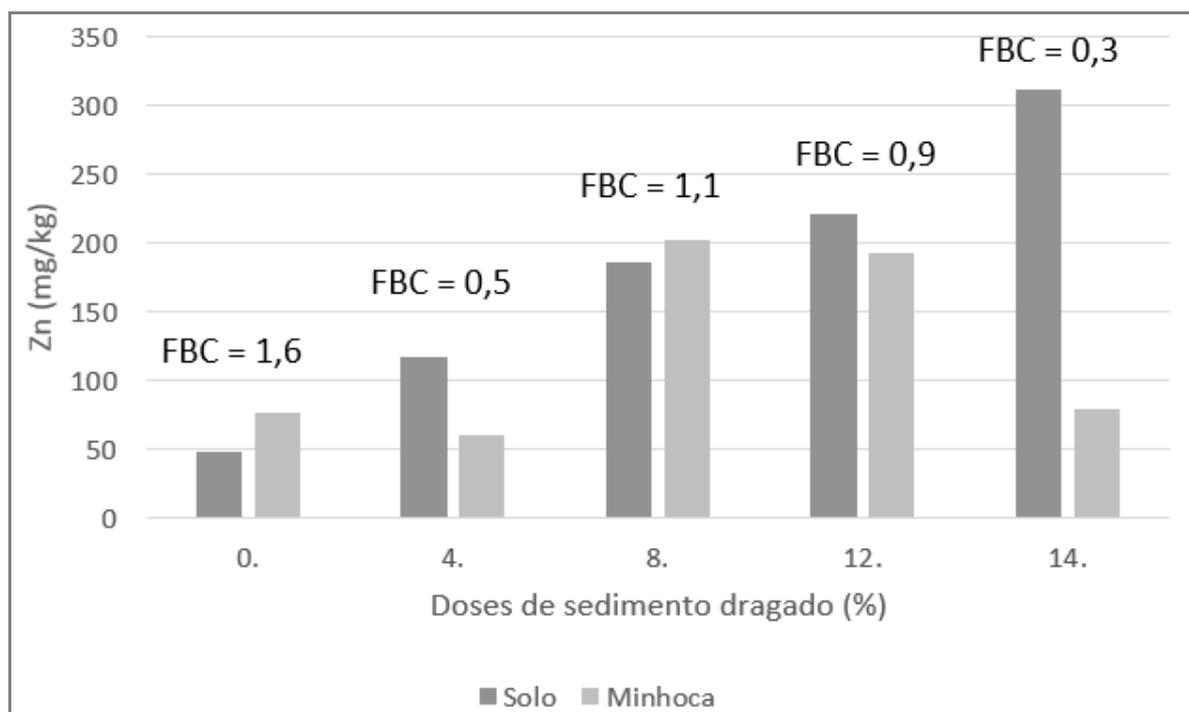
**Figura 18:** Concentrações de Ni total nas misturas de solo e sedimento do Saco do Engenho, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

Os valores de FBC para Pb (Figura 19) encontram-se abaixo da unidade, indicando que os animais absorveram o metal do solo, mas não o bioacumularam. De fato, os FBC encontrados foram muito baixos, próximos a zero (0), indicando baixa biodisponibilidade do metal, mesmo em dosagens elevadas de sedimento dragado no solo. Vale destacar que o Pb é metal extremamente tóxico às minhocas (NEUHAUSER et al. 1985).



**Figura 19:** Concentrações de Pb total nas misturas de solo e sedimento do Saco do Engenho, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

Os valores de FBC para Zn (Figura 20) indicam valores que, via de regra, estão acima ou se aproximam da unidade, sugerindo altos níveis de biodisponibilidade e bioacumulação do metal. O Zn é um metal essencial, e possui função no crescimento e desenvolvimento dos tecidos das minhocas (LUKKARI et al., 2005). De modo semelhante ao Cu, o Zn também possui rotas de absorção facilitadas e mecanismos de estocagem e regulação interna, bem como de saturação. Por essa razão, mesmo para a dosagem de 0% (solo puro), observou-se alto valor de FBC e, além disso, os valores de FBC para o Zn foram, em geral, somente inferiores aos encontrados para o Ni. A partir da dosagem de 8%, constatou-se uma tendência de redução do FBC com incremento de dose de sedimento no solo, apontando para um possível mecanismo de saturação do metal pelo metabolismo das minhocas.

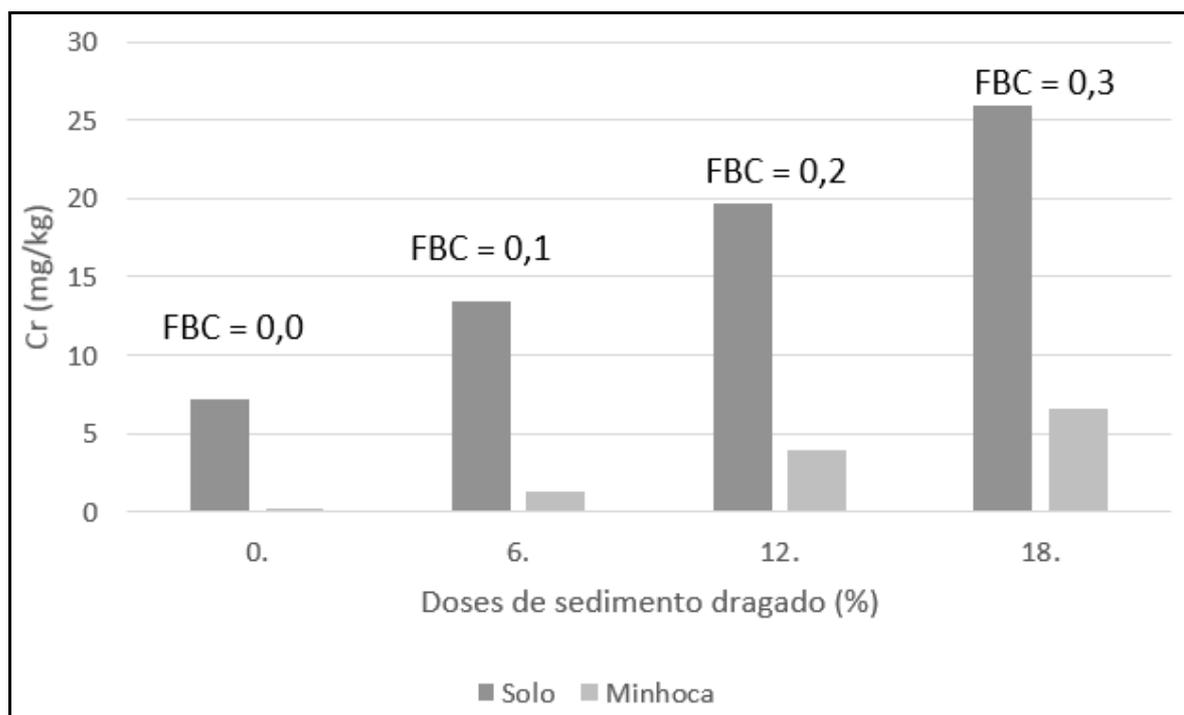


**Figura 20:** Concentrações de Zn total nas misturas de solo e sedimento do Saco do Engenho, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

As concentrações de Cd nos tecidos das minhocas sobreviventes dos testes ficaram abaixo do limite de detecção (0,1 mg/kg), para todas as dosagens de sedimento no solo, apesar da elevada concentração total de Cd no sedimento dragado. Esta constatação sugere a ocorrência de  $FBC < 1$  e, portanto, aponta para baixos níveis de biodisponibilidade do metal nas misturas solo:sedimento.

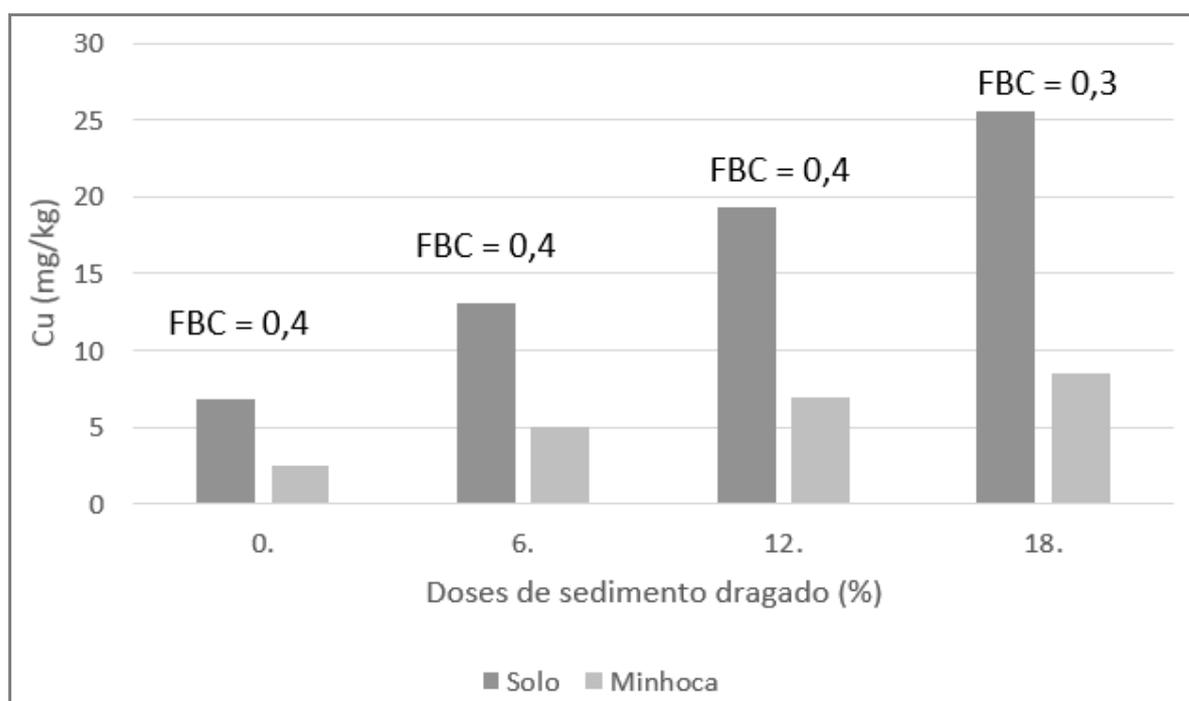
#### 6.3.3.2 Sedimento da foz do Rio Meriti

Os valores de FBC obtidos para o Cr (Figura 21) indicam que, para todas as dosagens estudadas, as minhocas bioconcentraram o metal, mas não o bioacumularam ( $FBC < 1$ ), indicando baixa biodisponibilidade. Constatou-se uma discreta tendência de aumento do FBC com aumento da dosagem de sedimento no solo, porém, de forma geral, os FBC permanecem muito baixos.



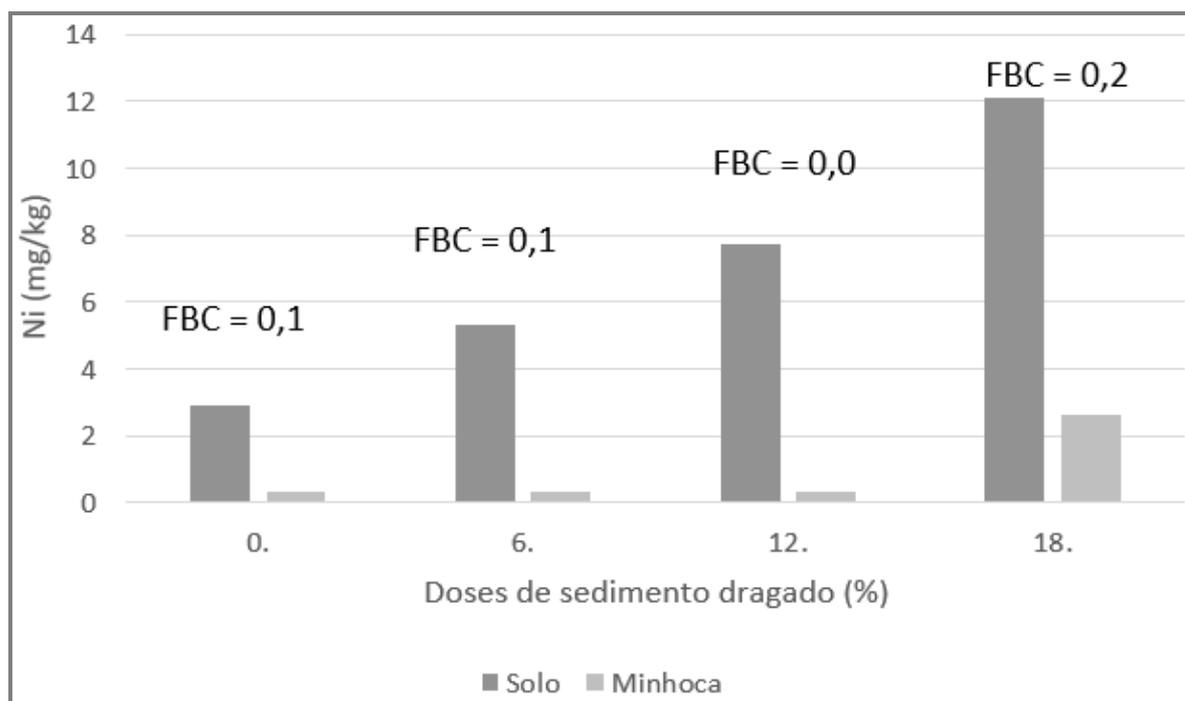
**Figura 21:** Concentrações de Cr total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Rio Meriti, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

Os FBC para Cu (Figura 22) estiveram abaixo de uma (1) unidade, indicando que houve apenas bioconcentração do metal. Porém, de modo similar ao Saco do Engenho, estes valores foram relativamente mais altos se comparados os FBC obtidos para outros metais. Esta constatação pode, novamente, estar atrelada ao papel essencial que o Cu desempenha na biologia das minhocas (LUKKARI et al., 2005).



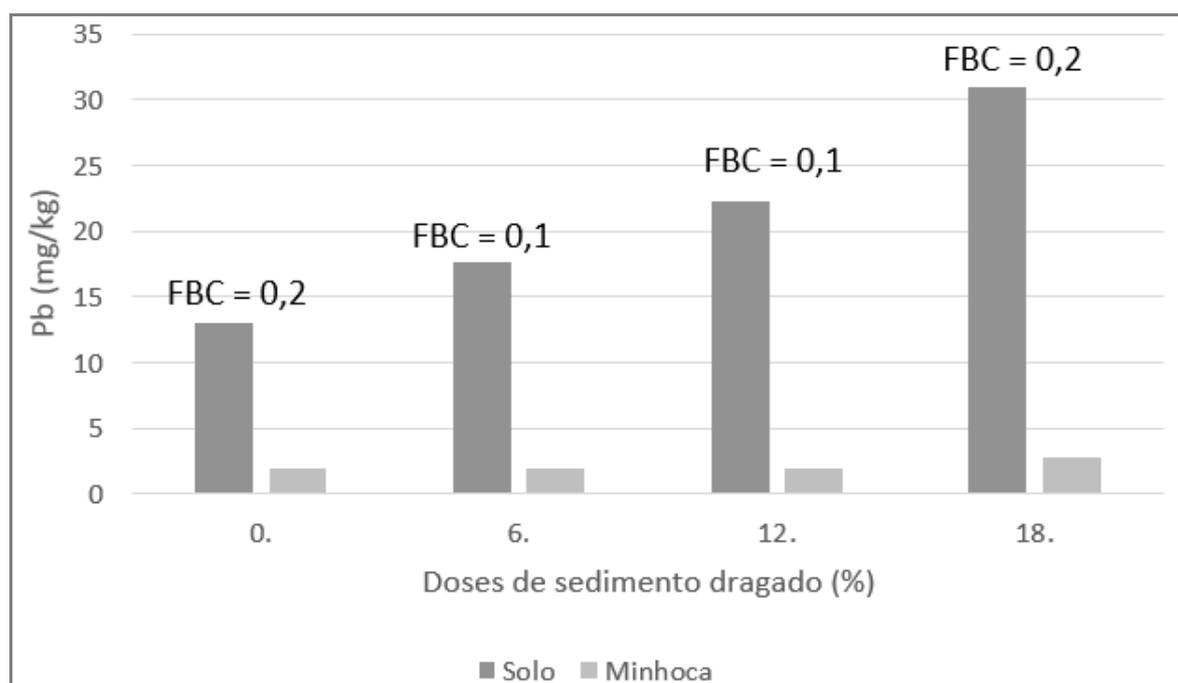
**Figura 22:** Concentrações de Cu total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Rio Meriti, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

Os valores de FBC de Ni (Figura 23) foram abaixo de uma (1) unidade, indicando que houve apenas bioconcentração do metal, em contradição aos elevados FBC encontrados para o Ni no Saco do Engenho. Nesse caso, os valores variaram entre 0,1 e 0,2 unidades e indicam baixa disponibilidade do metal para as minhocas.



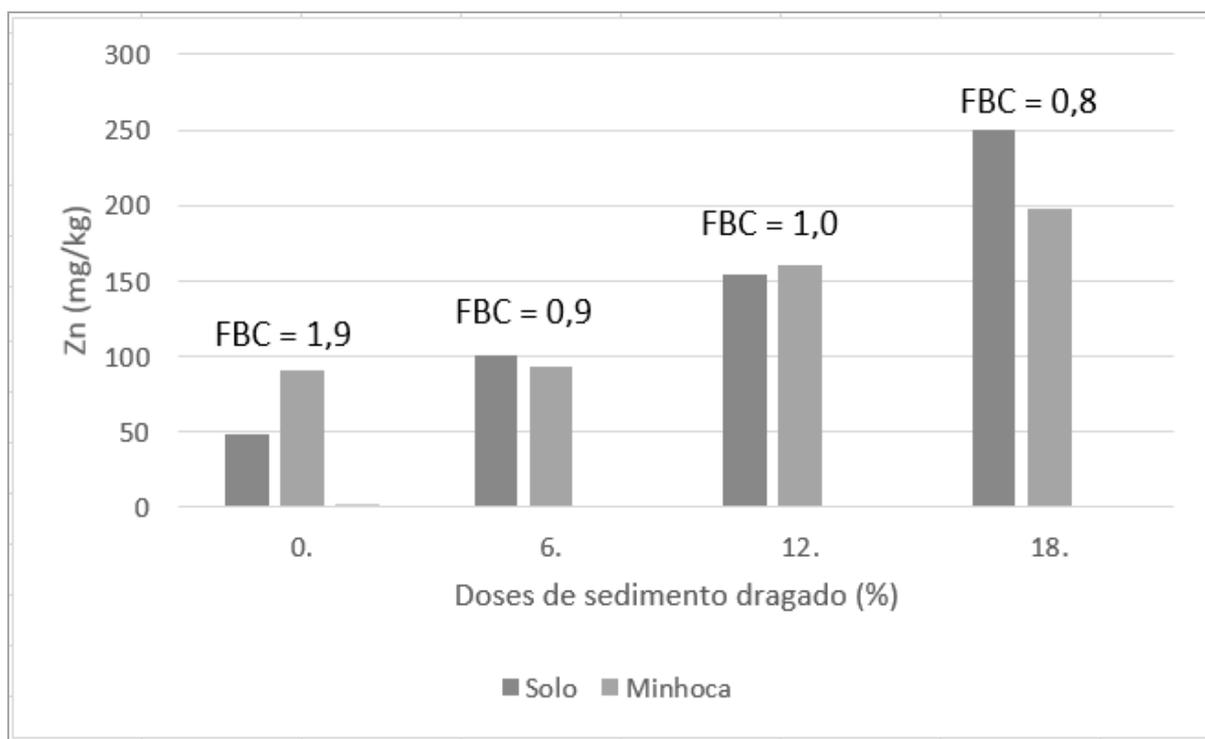
**Figura 23:** Concentrações de Ni total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Rio Meriti, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

De modo análogo ao sedimento do Saco do Engenho, os valores de FBC obtidos para o Pb (Figura 24) ficaram abaixo de uma (1) unidade, e muito próximo de zero (0) (variando entre 0,1 e 0,2 unidades), indicando baixa biodisponibilidade deste metal, cuja toxicidade é reconhecida para minhocas (NEUHEUSER et al., 1985).



**Figura 24:** Concentrações de Pb total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Rio Meriti, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

Os valores de FBC para Zn, em contradição aos demais metais e em concordância com os valores obtidos no Saco do Engenho, foram elevados ( $> 1$ ), indicando alta biodisponibilidade do metal. Novamente, vale ressaltar que este metal tem papel de suma importância na fisiologia das minhocas e que, portanto, tende a apresentar altas concentrações em tecidos, mesmo em solos não contaminados, tal qual o FBC observado para a dosagem de 0% (solo puro), acima de uma (1) unidade.

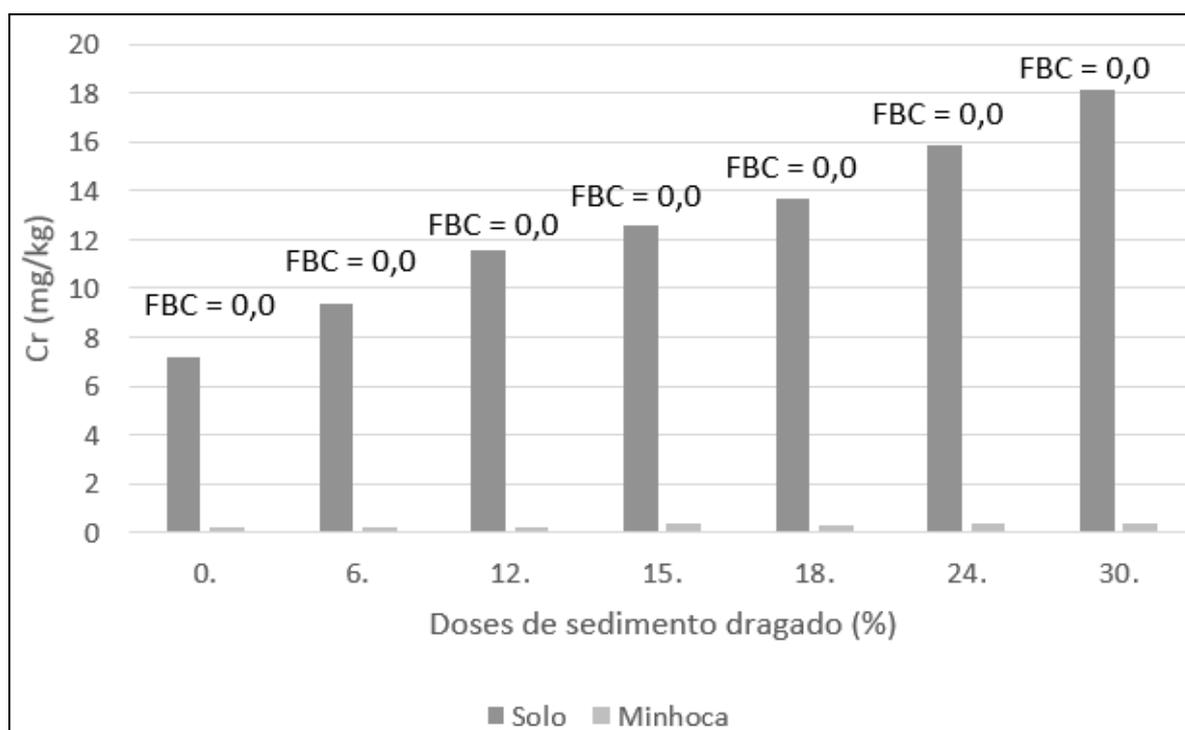


**Figura 25:** Concentrações de Zn total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Rio Meriti, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

As concentrações de Cd tanto no sedimento dragado puro quanto nas minhocas estão abaixo do limite de detecção do método analítico (0,1 mg/kg), sugerindo baixa biodisponibilidade.

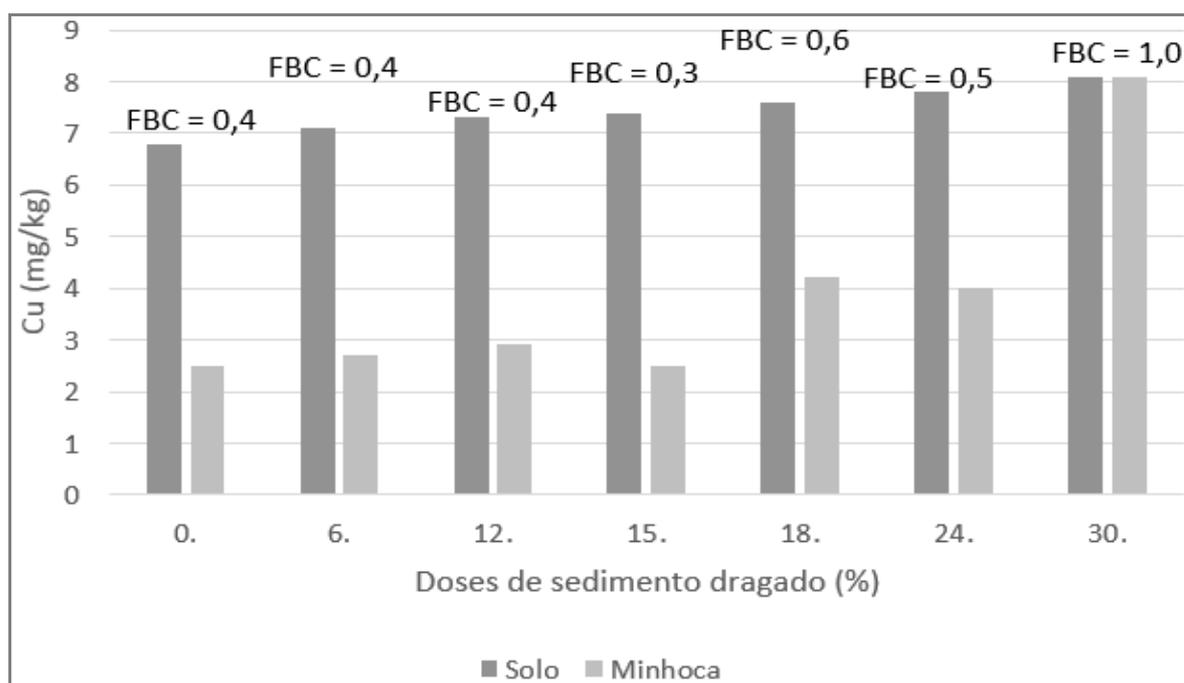
### 6.3.3.3 Sedimento da Foz do Canal de São Francisco

Os valores de FBC encontrados para o Cr foram os mais baixos dentre todos os sedimentos estudados (via de regra, valores muito próximos de zero), indicando baixa biodisponibilidade e em concordância com a mais elevada  $CL_{50}$  obtida dentre os sedimentos estudados (baixa toxicidade). Para os demais sedimentos, a biodisponibilidade foi também baixa.



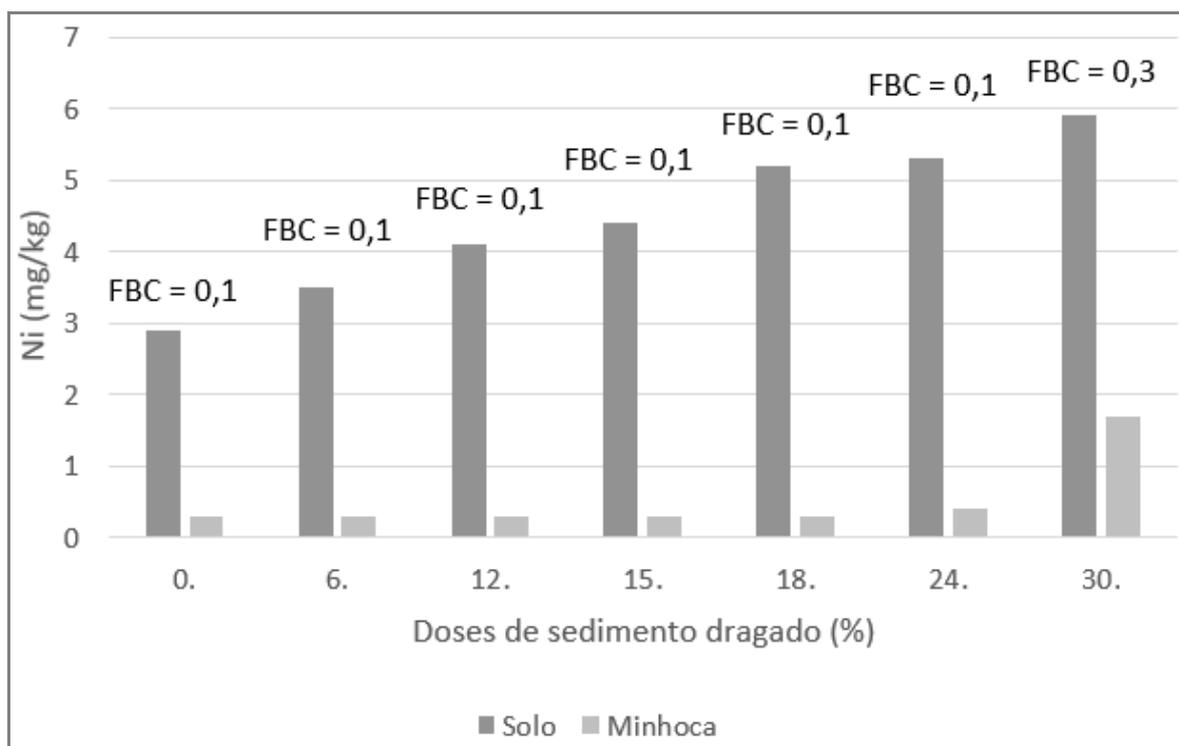
**Figura 26:** Concentrações de Cr total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Canal do São Francisco, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

Os FBC para o Cu (Figura 26) apontaram valores abaixo da unidade, com exceção da maior dosagem aplicada (30%), cujo FBC = 1, indicando fenômeno de bioacumulação. Este sedimento foi o único, dentre os sedimentos estudados, a apresentar valor de FBC para Cu igual a unidade, sugerindo alta biodisponibilidade. Contudo, ressalta-se o papel essencial do Cu na biologia das minhocas, e o fato destes organismos possuírem rotas de absorção facilitadas.



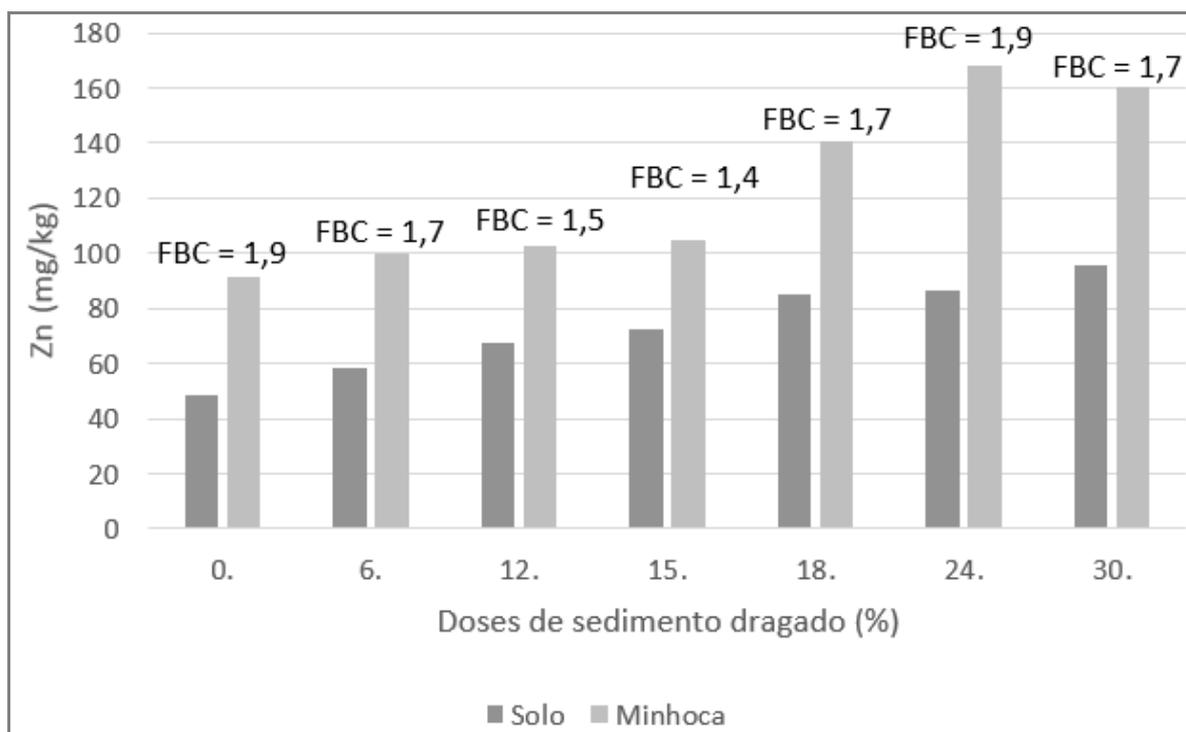
**Figura 27:** Concentrações de Cu total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Canal do São Francisco, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

Os valores de FBC para Ni (Figura 28), em contradição ao Saco do Engenho e de forma semelhante ao sedimento da foz do Rio Meriti, foram muito baixos (variando entre 0,1 e 0,3 unidades), indicando que houve apenas bioconcentração do metal e baixa biodisponibilidade, mesmo para dosagens elevadas de sedimento no solo (30%).



**Figura 28:** Concentrações de Ni total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Canal do São Francisco, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

As concentrações de Pb nos tecidos das minhocas sobreviventes, diferentemente do que foi observado para os demais sedimentos estudados, estiveram abaixo do limite de detecção do método analítico (0,2 mg/kg), indicando baixa biodisponibilidade e em concordância com a mais elevada  $CL_{50}$  entre os sedimentos estudados (baixa toxicidade em relação às demais áreas). Por outro lado, os FBC obtidos para o Zn (Figura 25) foram os mais elevados entre todos os sedimentos estudados (sempre acima da unidade), apesar da mais baixa concentração de Zn em sedimento puro em relação às outras áreas estudadas. Ainda, para todas as dosagens estudadas, os FBC sugerem fenômeno de bioacumulação, que pode ser estar associada ao papel essencial que esse metal exerce na biologia das minhocas. Por fim, as concentrações de Cd tanto no sedimento quanto nas minhocas encontram-se abaixo do limite de detecção e, portanto, indicam baixa biodisponibilidade.



**Figura 29:** Concentrações de Zn total nas misturas de solo e sedimento da Foz do Canal do São Francisco, em tecidos de minhocas sobreviventes e respectivos fatores de bioconcentração (FBC).

## 7. CONCLUSÃO

Os sedimentos avaliados foram tóxicos às minhocas em cenário de disposição em Latossolo, sendo o sedimento do Saco do Engenho ( $CL_{50} = 13,06\%$ ) o que apresentou maior toxicidade, seguido da foz do rio Meriti ( $CL_{50} = 14,60\%$ ) e do canal de São Francisco (28,02%). Nesse sentido, o bioensaio agudo com minhocas parece ter sido adequado para uma avaliação preliminar da toxicidade destes sedimentos em cenário de disposição terrestre. A influência das propriedades do solo sobre a toxicidade e biodisponibilidade de metais, torna importante a avaliação prévia da toxicidade do sedimento no tipo de solo encontrado na área sobre o qual será realizada a disposição terrestre desse resíduo sólido.

Não houve variação significativa da biomassa corporal das minhocas expostas a nenhum dos sedimentos estudados, sugerindo que as minhocas não foram capazes de reconhecer a matéria orgânica oriunda dos sedimentos como fonte potencial de alimento.

Os valores de FE indicam contribuições antrópicas de contaminação de metais para todos os sedimentos estudados, sendo representativamente maiores para o Saco do Engenho e, especialmente, para Zn e Cu na foz do Rio Meriti.

A avaliação das concentrações de metais frente aos limites estipulados pelo CONAMA 454 mostrou que, para o sedimento do Canal de São Francisco, o único a exceder o Nível 1 foi o Zn. No sedimento do Saco de Engenho, com exceção do Pb, todos os sedimentos ultrapassam os limites do CONAMA 454, com destaque para o Cd, Cu e o Zn (com teores de metais acima do Nível 2). Na foz do Rio Meriti, O Cd foi o único metal em concordância com o CONAMA 454, sendo as demais concentrações em desconformidade com a referida legislação e, mais uma vez, com destaque para o Zn, com concentração excedente do Nível 2.

A comparação com os valores orientadores propostos pelo CONAMA 420, para disposição terrestre de sedimentos dragados, indicou que o sedimento do Saco de Engenho apresentava teores de metais em concordância com a referida resolução e, portanto, apto para disposição terrestre. Por outro lado, no caso do Saco de Engenho, somente o Pb e o Cu estavam em conformidade com o CONAMA 420, com valores acima do limite de intervenção agrícola para o Zn e o Cd. No sedimento da foz do Rio Meriti, todos os metais, com exceção do Cd, estavam acima

do limite de prevenção, sendo novamente o Zn o único metal que excedeu o valor de intervenção.

Os fatores de bioconcentração indicaram que o Ni estava altamente biodisponível para os organismos no Saco do Engenho. Os FBC de Zn e Cu foram altos e, eventualmente, maiores do que a unidade para todos os sedimentos estudados, o que indica alta biodisponibilidade. Entretanto, é importante destacar que o Zn e Cu possuem papel essencial na fisiologia das minhocas e que, portanto, tendem a ser mais facilmente bioacumulados por estes animais. Para os demais metais estudados, os FBC foram muito baixos (alguns próximos a zero), indicando baixa biodisponibilidade.

Em trabalhos futuros, recomenda-se a quantificação de outros contaminantes e/ou estressores nestes materiais, incluindo hidrocarbonetos de petróleo, fármacos, hormônios, PCBs e sal marinho, para avaliação e determinação do agente estressor de maior importância em um contexto de mistura de contaminantes. Vários destes parâmetros não constam como parâmetro a ser investigado na lista do CONAMA 420, para disposição terrestre de sedimentos de dragagem oriundos de sistemas estuarinos e marinhos.

Além disso, recomenda-se a execução de testes ecotoxicológicos com outros organismos de solo de diferentes níveis taxonômicos e tróficos (por exemplo, ácaros, colêmbolos, enquitreídos e vegetais) para uma avaliação mais ampla e consistente da toxicidade, visando à revisão dos valores orientadores atualmente propostos pela legislação brasileira. Ademais, é importante a realização de testes com outras classes de solos tropicais, de modo a estabelecer indicadores de sustentabilidade para disposição de sedimentos dragados em áreas continentais, em consonância com as principais ocorrências pedológicas brasileiras.

## 8. REFERÊNCIAS

ACQUAVITA, A.; PREDONZANI, S.; MATTASSI, G.; ROSSIN, P.; TAMBERLICH, F.; FALOMO, J.; VALIC, I. Heavy metal contents and distribution in coastal sediments of the Gulf of Trieste. **Water, Air, & Soil Pollution**. Northern Adriatic Sea, Italy., v. 211, n. 1, p. 95-111, 2010.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological profile for nickel**, 2007. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp15.pdf>>. Acesso em: 24 mar. 2018

ALAMINO, R. C. J.; POLIVANOV, H.; CAMPOS, T. M. P. C.; SILVA, V. H. G.; SANTOS, L. V.; MENDES, J. C. Biodisponibilidade de cádmio em latossolo acrescido de lodo de esgoto. **Anuário do Instituto de Geociências**, v.30, n. 2, p. 45-54, 2007.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. London, Blackie Academic, p. 368, 1995.

ALLOWAY, B. J.; AYERS, D. C. **Chemical principles of environmental pollution**. 2 ed. CRC Press, p. 395, 1996.

ALMEIDA, M. S. S.; BORMA, L. S.; BARBOSA, M. C. **Land disposal of river and lagoon dredged sediments**. **Engineering Geology**, v. 60, n. 1–4, p. 21-30, 2001.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **Standard Guide For Conducting Laboratory Soil Toxicity Or Bioaccumulation Tests With The Lumbricid Earthworm *Eisenia fetida* and the enchytraeid potworm *enchytraeus albidus***, 2004.

ANDRÉA, M. M. **Bioindicadores ecotoxicológicos de agrotóxicos**, 2008. Comunicado técnico. n. 83. Disponível em: <[http://www.biologico.sp.gov.br/artigos\\_ok.php?id\\_artigo=83#](http://www.biologico.sp.gov.br/artigos_ok.php?id_artigo=83#)>. Acesso em: set. 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 17512-1. Qualidade do solo – **Ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento**. Parte 1: Ensaio com minhocas (*Eisenia fetida* e *Eisenia andrei*). Rio de Janeiro: ABNT, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15537. Ecotoxicologia terrestre. Ecotoxicidade aguda. **Método de ensaio para minhocas**. Rio de Janeiro: ABNT, 2014.

BIANCHI, M. O.; CORREIA, M. E. F.; RESENDE, A. S.; CAMPELLO, E.F.C. **Importância de estudos ecotoxicológicos com invertebrados do solo**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, p. 32, 2010. (Embrapa Agrobiologia. Série Documentos, 266). ISSN: 1980-3075.

BIANCHI, M. O. **Ensaio Ecotoxicológicos como ferramenta para avaliação do impacto ambiental de resíduos de mineração sobre o solo**. Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo (Agronomia), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2013.

BELANGER, S.E. & CHERRY, D.S. Interacting effects of pH acclimation, pH and Heavy metal on acute and chronic toxicity to *Ceriodaphnia dubia* (Cladocera). **Journal of Crustacean Biology**, v. 10, n. 2, p. 225-235, 1990.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 375**, de 29 de agosto de 2006. Brasília, DF, p. 6, 2009.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420**, de 28 de dezembro de 2009. Brasília, DF, p. 16, 2009.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 454**, de 1 de novembro de 2012. Brasília, DF, p. 17, 2012.

BRASIL. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria Nº 068/2016/E**, de 21 de novembro de 2016.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Programa Nacional de Dragagem – PND**. Disponível em: <<http://www.portosdobrasil.gov.br/assuntos-1/pnd>> Acesso em: 23 fev. 2018.

CANADIAN COUNCIL (MINISTERS OF THE ENVIRONMENT). **Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life**. Winnipeg, 2001.

Disponível em: <<http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/226/>>. Acesso em: 18 jan. 2018.

CASTILHOS, Z. C.; RAMOS, A. M.; SANTOS, A. S.; LIMA, C. A.; RODRIGUES, A. P. C. **Avaliação de risco à saúde humana: conceitos e metodologia**. Rio de Janeiro: CETEM, p. 53, 2005.

CESAR, R. G.; SILVA, M. B.; COLONESE, J. P.; BIDONE, E. D.; EGLER, S.; CASTILHOS, Z. C.; POLIVANOV, H. Influence of the properties of tropical soils in the toxicity and bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended lands. **Environ Earth Sci**, v. 66, p. 2281-2292, 2012.

CESAR, R. G.; NATAL-DA-LUZ, T.; SOUSA, J. P.; BIDONE, E. D.; COLONESE, J. P.; CASTILHOS, Z. C.; EGLER, S. G.; POLIVANOV, H. Disposal of dredged sediments in tropical soils: ecotoxicological effects on earthworms. **Environ. Monit. Assess**, v. 186, p. 1487-1497, 2014.

CESAR, R. G. **Disposição de sedimentos de dragagem em solos tropicais: avaliação de risco ecológico com base em indicadores pedogeoquímicos e ecotoxicológicos**. Tese (Doutorado em Geoquímica Ambiental). Universidade Federal Fluminense, 2014.

CESAR, R.G.; CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES, A. P.; BIDONE, E. D.; EGLER, S. G.; POLIVANOV, H. **(Eco)toxicologia de Metais em Solos: Conceitos, Métodos e Interface com a Geoquímica Ambiental**. 1. ed. Rio de Janeiro: CETEM: Série Tecnologia Ambiental, v. 1, p. 100, 2014b.

CESAR, R. G.; 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 International**, v. 22, p. 2916-2924, 2015.

CESAR, R. G.; RODRIGUES, A. P.; ROCHA, B. C. R. C.; CAMPOS, T. M. P.; MONTE, C.; DEALTRY, S.; CASTILHOS, Z. C.; MACHADO, W., 2017. Ecotoxicological assessment of dredged sediments from Guanabara and Sepetiba bays (Rio de Janeiro State, Brazil) using bioassays with earthworms. In: Araujo C,

Shinn C (eds) **Ecotoxicology in Latin America**, Nova Publishers, New York, pp 309-324.

COLACIOPPO, S., **Higiene e Toxicologia Ocupacional – Metais Pesados**; Universidade de São Paulo; Brasil; 2001.

CORTECCI, G. **Geologia e Saúde**. Rio de Janeiro: CPRM, 2013. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/media/geosaude.pdf>>. Acesso em: 09 março de 2018.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. I. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A Toxicidade em Ambientes Aquáticos: Discussão e Métodos de Avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

CORDEIRO, R. C.; SANTELLI, R. E.; MACHADO, W.; MOREIRA, L. S.; FREIRE, A. S. ; BRAZ, B. F.; RIZZINI-ANSARI, N.; BIDONE, E. D.; MENICONI, M. F. G. . Biogeochemical factors controlling arsenic distribution in a densely populated tropical estuary (Guanabara Bay, RJ, Brazil). **Environmental Earth Sciences**, v. 76, p. 1, 2017.

ECOTOXICOLOGIA. In: Wikipédia: a enciclopédia livre. Disponível em: <<https://pt.wikipedia.org/wiki/Ecotoxicologia> >. Acesso em: 8 out. 2017.

ERGIN, M.; SAYDAM C.; BASTÜRK Ö.; ERDEM E.; YÖRÜK R. Heavy metal concentrations in surface sediments from the two coastal inlets (Golden Horne Estuary and Izmit Bay) of the north-eastern Sea of Marmara. **Chemical Geology**, v. 91, n. 3, p. 269–285, 1991.

FIORI, C. S.; RODRIGUES, A. P. C.; SANTELLI, R. E. ; CORDEIRO, RENATO CAMPELLO ; CARVALHEIRA, R.G. ; ARAÚJO, P.C. ; CASTILHOS, Z. C. ; BIDONE, E. D. . Ecological risk index for aquatic pollution control: a case study of coastal water bodies from the Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, p. 24-36, 2013.

GARCIA, M. Effects of pesticides on soil fauna: Development of ecotoxicology test methods for tropical regions. In P.L.G. Vlek, M. Denich, C. Martius, N. Giesen (Eds), **Ecology and development series**. Cuvillier Verlag Gottingen, v. 19, p. 282 , 2004.

GHREFAT, H.; ABU-RUKAH, Y.; ROSEN, M. Application of geoaccumulation index and enrichment factor for assessing metal contamination in the sediments of Kafra Dam, Jordan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 178, n. 1, p. 95-109, 2011.

GIMENO-GARCÍA, E.; ANDREU, V.; BOLUDA, R. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. **Environmental Pollution**, Inglaterra, v. 92, p. 19-25, 1996.

GUIGER, K. **Avaliação de Risco Ecológico: O que é, porque e como fazer**. V Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo/Fecomércio. São Paulo, 2017.

GOMES, F.C.; GODOY, J.M.; GODOY, M.L.D.P.; CARVALHO, Z.L.; LOPES, T.R.; SANCHEZ-CABEZA, J.A.; LARCERDA, L.D.; WASSERMANN, J.C. Metal concentrations, fluxes, inventories and chronologies in sediments from Sepetiba and Ribeira Bays: A comparative study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 59, p. 123 -133, 2009.

HAVENS, K. E. Acid and aluminum effects on sodium homeostasis and survival of acid-sensitive and acid-tolerant cladocera. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 49, p. 2393-2398, 1992.

HO, K. T.; BURGESS, R. M.; PELLETIER, M. C.; SERBST, J. R.; RYBA, S. A.; CANTWELL, M. G.; KUHN, A.; RACZELOWSKI, P. An overview of toxicant identification in sediments and dredged materials. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 286–293, 2002.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change: **Summary for policymakers**. 2007.

KARAGEORGIS, A.; SIOULAS, A.; KRASAKOPOULOU, E.; ANAGNOSTOU, C.; HATIRIS, G.; KYRIAKIDOU, H.; VASILOPOULOS, K. Geochemistry of surface sediments and heavy metal contamination assessment: Massolonghi lagoon complex, Greece. **Environmental Earth Sciences**, v.65, n. 6, 1619-1629, 2012.

KATZ, S. A.; SALEM, H. The toxicology of chromium with respect to its chemical speciation: a review. **Journal of Applied Toxicology**, Inglaterra, v. 13, p. 217-224, 1993.

KEMP, A. L. W.; THOMAS, R. L. Impact of man's activities on the chemical composition in the sediments of Lakes Ontario, Erie and Huron. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 5, p. 469-490, 1976.

KOIVISTO, S.; KETOLA, M. & WALLS, M. Comparison of five cladoceran species in short- and long-term copper exposure. **Hydrobiologia**, v. 248, p. 125-136, 1992.

LANDMEYER, J. E.; BRADLEY, P. M.; CHAPELLE, F. H. Influence of Pb on microbial activity in Pb-contaminated soils. **Soil Biology and Biochemistry**, New York, v. 24, p. 1465-1466, 1993.

LEWIS, P.A. & HORNING II, W.B. Differences in acute toxicity test results of three reference toxicants on *Daphnia* at two temperatures. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.10, p. 1351–1358, 1991.

LIMA, C. **Avaliação de Risco Ecológico**. Seminário de Gerenciamento de Áreas Contaminadas. FEAM. Minas Geais, 2011.

LUKKARI, T.; ASTSINKI, M.; VÄISÄNEN, A.; HAIMI, J. Toxicity of copper and zinc assessed with three different earthworms tests. *Applied Soil Ecology*, Amsterdam, v. 30, p. 133-146, 2005.

MACHADO, W.; BORRELLI, N.L.; FERREIRA, T.O.; MARQUES, A.G.B.; OSTERRIETH, M.; GUIZAN, C. Trace metal pyritization variability in response to mangrove soil aerobic and anaerobic oxidation processes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 79, p. 365-370, 2014.

MACHADO, W.; SANTELLI, R. E.; LOUREIRO, D. D.; OLIVEIRA, E. P.; BORGES, A. C.; MA, V. K.; LACERDA, L. D. Mercury accumulation in sediments along an eutrophication gradient in Guanabara Bay, southeast Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 19, n. 3, p. 569-575, 2008.

MACHADO, W.; SILVA FILHO, E. V. ; OLIVEIRA, Rogério R ; LACERDA, Luiz Drude de . Trace Metal Retention in Mangrove Ecosystems in Guanabara Bay, SE Brazil. **Marine Pollution Bulletin.**, Holanda, v. 44, p. 1277-1280, 2002.

MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO, F. A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras.**, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MOLISANI, M. M.; MARINS, R.V.; PARAQUETTI, H. H. M.; BIDONE, E. D.; LACERDA, L. D. **Environmental changes in Sepetiba Bay**, SE Brazil. *Regional Environmental Change*, v. 4, n. 1, p. 17-27, 2004.

MONTE, CHRISTIANE N.; RODRIGUES, A.P.C.; CORDEIRO, R.C.; FREIRE, A.S.; SANTELLI, R.E.; MACHADO, W. Changes in Cd and Zn bioavailability upon an experimental resuspension of highly contaminated coastal sediments from a tropical estuary. **Sustainable Water Resources Management**, v. 2, p. 335–342, 2015.

MONTE, C. **Comportamento de contaminantes metálicos em eventos de resuspensão de sedimentos portuários e estuarinos tropicais**. Tese de Doutorado, Universidade Federal Fluminense, UFF (doutorado em Geociências-Geoquímica), 2017.

MONTEIRO, F. F.; CORDEIRO, R. C.; SANTELLI, R. E.; MACHADO, W.; EVANGELISTA, H.; VILLAR, L. S.; VIANA, L. C. A.; BIDONE, E. D. Sedimentary geochemical record of historical anthropogenic activities affecting Guanabara Bay (Brazil) environmental quality. **Environ. Earth Sci**, v. 65, p. 1661-1669, 2012.

MUNNS, W. R.; BERRY, W. J.; DEWITT, W. T. Toxicity testing, risk assessment, and options for dredged material management. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 294–302, 2002.

NAHMANI, J.; HODSON, M. E.; DEVIN, S.; VIJVER, M. G. Uptake kinetics of metals by the earthworm *Eisenia fetida* exposed to field-contaminated soils. **Environmental Pollution**, Inglaterra, v. 157, p. 2622-2628, 2009.

NAHMANI, J.; HODSON, M. E.; BLACK, S. A Review of studies performed to assess metal uptake by earthworms. **Environmental Pollution**, Amsterdam, v. 145, p. 402-424, 2007.

NASCIMENTO, J. R.; SABADINI-SANTOS, E. CARVALHO, C.; KEUNECKE, K. A.; CÉSAR, R.; BIDONE, E. D. Bioaccumulation of heavy metals by shrimp (*Litopenaeus schmitti*): A dose-response approach for coastal resources management. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, p. 1007, 2016.

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**, v. 9, p. 246–260, 2009.

NEUHAUSER, E. F.; LOEHR, R. C.; MILLIGAN, D. L.; MALECKI, M. R. Toxicity of metals to the earthworms *Eisenia foetida*. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 1, p. 149-152, 1985.

NUNES, M. E. T. **Avaliação dos efeitos de agrotóxicos sobre a fauna edáfica por meio de ensaios ecotoxicológicos com *Eisenia andrei* (Annelida, Oligochaeta) e com comunidade natural de solo.** 2010.

PEREIRA, C. S.; LOPES, I.; SOUSA, J. P.; CHELINHO, S. Effects of NaCl and seawater induced salinity on survival and reproduction of three soil invertebrate species. **Chemosphere**, v. 135, p.116-22, 2015.

RAMADE, F. **Ecotoxicologie.** Paris: Masson, p. 205, 1977.

RODRIGUES, A. P. C.; MACIEL, P. O.; DA SILVA, L. C. C. P.; ALMOSNY, N. R. P.; ANDREATA, J. V.; BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C. Relationship between Mercury Concentrations in the Blood with that in the Muscle of Four Estuarine Tropical Fish Species, Rio de Janeiro State, Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 86, p. 357-362, 2011.

RODRIGUES, S. K.; ABESSA, D. M.S.; RODRIGUES, A. P. C.; SOARES-GOMES, A. FREITAS, C. B.; SANTELLI, R. E.; FREIRE, A. S.; MACHADO, W. Sediment quality in a metal-contaminated tropical bay assessed with a multiple lines of evidence approach. **Environmental Pollution**, v. 228, p. 265-276, 2017a.

RODRIGUES, A. P. C.; LEMOS, A. P.; MONTE, C.; RODRIGUES, S. K.; CESAR, R. G.; MACHADO, W. Environmental Risk in a Coastal Zone of Rio de Janeiro State (Brazil) Due to Dredging Activities. In: Araújo, C.V.M.; Shinn, C. (Org.). **Ecotoxicology in Latin America**. 1ed. New York: Nova Publishers, p. 83-200, 2017b.

RÖMBKE, J.; KNACKER, T. Standardisation of terrestrial ecotoxicological effect methods: an example of successful international co-operation. **Journal of Soils and Sediments**, v. 3, n. 4, p. 237-238, 2003.

SAKUMA, M., Probit analysis of preference data. **Appl. Entomol. Zool.**, v. 33, 339-347, 1998.

SCHVARTSMAN, S. **Intoxicações agudas**. (quarta edição). Sarvier, São Paulo. P. 355, 1991

SELIVANOVSKAYA, S. Y., LATYPOVA, V. Z. The use of bioassays for evaluating the toxicity of sewage sludge and sewage sludge-amended soil. **Journal of Soils and Sediments**, v.3, n. 2, p. 85-92, 2003.

SERRANO, A. F., NASCIMENTO, M., VEZZONE, M., CESAR, R. G., POLIVANOV, H. **Influência da salinidade na toxicidade de sedimentos dragados oriundos de sistemas estuarinos do Estado do Rio de Janeiro**. Jornada de Iniciação Científica, Artística e Cultural da UFRJ, 2017.

SILVEIRA, A. E. F.; NASCIMENTO, J. R.; SABADINI-SANTOS, E.; BIDONE, E. D. Screening-level risk assessment applied to dredging of polluted sediments from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 118, p. 368-375, 2017.

SPADOTTO, C. A., M. A. F. GOMES, L. C. LUCHINI & M. M. ANDRÉA. **Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações**. Embrapa Meio Ambiente, Documentos No. 42. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, 2004.

SOLOMONS, W., FÖRSTNER, U. Metals in the Hydrocycle. Berlin: Springer, 1984.

STRAALEN, N. M.; DONKER, M. H.; VIJVER, M. G.; GESTEL, C. A. M. Bioavailability of contaminants estimated from uptake rates into soil invertebrates. **Environmental Pollution**, v. 136, p. 409-417, 2005.

SUTHAR, S., & SINGH S. Bioconcentrations of metals (Fe, Cu, Zn, Pb) in earthworms (*Eisenia fetida*), inoculated in Municipal sewage sludge: do earthworms pose a possible risk of terrestrial food chain contamination? **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 24, n. 1, p. 25-32, 2008.

TAVARES, S. R. L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: Conceitos básicos e fundamentos**. Rio de Janeiro, RJ, 2013.

TOLEDO, M. C.; OLIVEIRA, S. M.; MELFI, A. J. **Intemperismo e Formação do Solo**. In: Teixeira, W.; Toledo, M. C. M.; Fairchild, T. R.; Taioli, F. Decifrando a Terra: São Paulo, Oficina de Textos, 2001, cap. 8, p. 140, 2000.

TUREKIAN, K. K.; WEDEPOHL, K. H. Distribution of elements in some major units of the earth's crust. **Geological Society of America Bulletin**, v. 72, n. 2, p. 175–192, 1961.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for Ecological Risk Assessment**, Washington DC, EPA/630/R095/002F, 1984.

VACHA, R.; CECHMANKOVA, J.; SKALA, J.; HOFFMAN, J.; CERMAK, P.; SANKA, M.; VACHOVA, T. Use of dredged sediments on agricultural soils from viewpoint of potentially toxic substances. **Plant, Soil and Environment**, v. 57, n. 8, p. 388–395, 2011.

VAN GESTEL, C. A. M. **The influence of soil characteristics on the toxicity of chemicals for earthworms: a review**. In: P. W. Greig-Smith, H. Becker, P. J. Edwards and F. Heimbach (Eds.). **Ecotoxicology of earthworms**. Intercept Press, Andover, p. 44-54, 1992.

VAN GESTEL, C. A. M.; BORGMAN, E. E. F.; VERWEIJ, R. A.; ORTIZ, M. D. **The influence of soil properties on the toxicity of molybdenum to three species of soil invertebrates**. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, p. 1–9, 2011.

ZAGATO, P. A. Ecotoxicologia. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Eds.). **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. São Carlos, RiMa. p.1-12. 2006.

ZASO, J. A.; PAULL, J. S.; JAFFE, P. R. Influence of plants on the reduction of hexavalent chromium in wetland sediments. *Environmental Pollution*, Inglaterra, v. 156, p. 29-35, 2008.

## ANEXO 1

**Tabela 11:** Concentrações de metais (mg/kg) estimadas para as misturas solo:sedimento, nos tecidos de minhocas sobreviventes dos testes e respectivos valores de FBC.

Área	Dose (%)	Cr			Cu			Ni			Pb			Zn			Cd		
		SL	MN	FBC	SL	MN	FBC	SL	MN	FBC	SL	MN	FBC	SL	MN	FBC	SL	MN	FBC
Saco do Engenho	0	7,2	1,7	0,2	6,8	5,4	0,8	6,2	0,3	0	13	2	0,2	48,6	76,6	1,6	0,1	0,1	1
	4	14,7	1,8	0,1	7,3	5,5	0,8	9,6	0,3	0	14,4	2	0,1	117,7	60,6	0,5	0,5	0,1	0,2
	18	22,3	5	0,2	7,8	5,2	0,7	11,2	25,8	2,3	15,9	2	0,1	186,8	203	1,1	1	0,1	0,1
	12	26,1	5,3	0,2	8	4,1	0,5	15,6	20,3	1,3	16,6	2	0,1	221,3	193	0,9	1,2	0,1	0,1
	14	29,8	5,8	0,2	8,3	4	0,5	16,2	20,1	1,2	18,5	2	0,1	312,5	78,9	0,3	1,4	0,1	0,1
Foz do Rio Meriti	0	7,2	0,2	0	6,8	2,5	0,4	2,9	0,3	0,1	13	2	0,2	48,6	91,1	1,9	-	-	-
	6	13,4	1,3	0,1	13,1	5	0,4	5,3	0,3	0,1	17,7	2	0,1	101,2	93,4	0,9	-	-	-
	12	19,7	3,9	0,2	19,3	6,9	0,4	7,7	0,3	0	22,3	2	0,1	153,9	160,3	1	-	-	-
	18	25,9	6,6	0,3	25,6	8,5	0,3	12,1	2,6	0,2	30,9	2,8	0,1	249,7	197,9	0,8	-	-	-
Foz do Canal de São Francisco	0	7,2	0,2	0	6,8	2,5	0,4	2,9	0,3	0,1	13	0,2	0	48,6	91,7	1,9	-	-	-
	6	9,4	0,2	0	7,1	2,7	0,4	3,5	0,3	0,1	14	0,2	0	58	100	1,7	-	-	-
	12	11,6	0,2	0	7,3	2,9	0,4	4,1	0,3	0,1	15,1	0,2	0	67,5	102,3	1,5	-	-	-
	15	12,6	0,4	0	7,4	2,5	0,3	4,4	0,3	0,1	15,6	0,2	0	72,2	104,6	1,4	-	-	-
	18	13,7	0,3	0	7,6	4,2	0,6	5,2	0,3	0,1	16,9	0,2	0	84,7	140,7	1,7	-	-	-
	24	15,9	0,4	0	7,8	4	0,5	5,3	0,4	0,1	17,1	0,2	0	86,4	167,8	1,9	-	-	-
	30	18,1	0,4	0	8,1	8,1	1	5,9	1,7	0,3	18,2	0,2	0	95,8	160,6	1,7	-	-	-

Legenda:

SL = solo

MN = minhoca

FBC = fator de bioconcentração

- = valor abaixo do limite de detecção