

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**ECOTOXICIDADE TERRESTRE DO SAL MARINHO EM CENÁRIO DE AUMENTO DO
NÍVEL DO MAR NA PLANÍCIE COSTEIRA DE JACAREPAGUÁ, RIO DE JANEIRO - RJ**

DOMYNIQUE DA SILVA SANTOS

Rio de Janeiro

2021

DOMYNIQUE DA SILVA SANTOS

ECOTOXICIDADE TERRESTRE DO SAL MARINHO EM CENÁRIO DE AUMENTO DO NÍVEL DO MAR NA PLANÍCIE COSTEIRA DE JACAREPAGUÁ, RIO DE JANEIRO - RJ

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia (Planejamento e Gestão Ambiental), Instituto de Geociências, Centro Ciências Matemáticas e da Natureza, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Geografia.

Orientadores: Profº. Dr. Ricardo Gonçalves Cesar e Profª. Dr. Helena Polivanov

Rio de Janeiro

2021

ECOTOXICIDADE TERRESTRE DO SAL MARINHO EM CENÁRIO DE AUMENTO DO NÍVEL DO MAR NA PLANÍCIE COSTEIRA DE JACAREPAGUÁ, RIO DE JANEIRO – RJ

Domynique da Silva Santos

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciência (Geografia).

Aprovada por:



Dr.(a) Ricardo Gonçalves Cesar
Presidente da banca orientador(a) Prof.(a) Dr.(a)



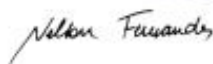
Dr.(a) Helena Polivanov
Coorientador(a) Prof.(a) Dr.(a)



Dr.(a) Mônica dos Santos Marçal



Dr.(a) Ana Paula de Castro Rodrigues



Dr.(a) Nelson Ferreira Fernandes

SS237e Santos, Domyrique da Silva
Ecotoxicidade terrestre do sal marinho em
cenário de aumento do nível do mar na planície
costeira de Jacarepaguá, Rio de Janeiro - RJ /
Domyrique da Silva Santos. -- Rio de Janeiro, 2021.
96 f.

Orientador: Ricardo Gonçalves César.
Coorientadora: Helena Polivanov.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do
Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Programa
de Pós-Graduação em Geografia, 2021.

1. Ecotoxicologia. 2. Mudança climática. 3. Avanço
do mar. I. César, Ricardo Gonçalves, orient. II.
Polivanov, Helena, coorient. III. Título.

“If modernity has a motto, it is ‘shit happens’.”

Yuval Noah Harari, Homo Deus: A History of Tomorrow

Agradecimentos

O desenvolvimento desta pesquisa não seria possível sem a ajuda de muitos colegas e mentores. Entre eles, é preciso agradecer especialmente algumas pessoas que cederam generosamente seu tempo, atenção e trabalho para contribuir com este trabalho.

Agradeço primeiramente, a todos os professores do Programa de Pós-graduação em Geografia (PPGG - UFRJ) pelas aulas e o conhecimento compartilhado.

Agradeço também a meus colegas de turma pelos debates e parceria na construção de uma maneira de pensar mais científica.

Agradeço ao Bruno, secretário do PPGG que sempre se mostrou pronto para ajudar, nesse momento institucional complicado em que se desenvolveu essa pesquisa. Estendo o agradecimento ao professor Rafael Winter, atual coordenador do programa.

Agradeço a bióloga Fernanda Glicia, por viabilizar a autorização e nos acompanhar durante a coleta de material no interior do Parque Chico Mendes.

Agradeço ao Felipe Mandarino e Luis Roberto Arueira, do IPP, por ceder os dados produzidos em seu trabalho, essenciais para o desenvolvimento desta pesquisa.

Agradeço aos meus colegas de laboratório, Matheus Teixeira, Rodrigo Lourenço, Yan Ribeiro, Gustavo Koifman e Danielle Siqueira, por ajudarem no desenvolvimento prático e tornarem essa jornada mais leve.

Agradeço à minha co-orientadora, Helena Polivanov, por acompanhar de perto e contribuir enormemente para a interpretação dos dados produzidos.

Por último, e mais importante, agradeço ao meu estagiário/guru/coach/orientador e desorientador, Ricardo Cesar, pelo incentivo, os ensinamentos (em ecotoxicologia, astronomia, alemão, o segredo do sucesso, etc), os almoços, por trabalhar aos sábados, domingos e feriados, por me ensinar a ser chique no Starbucks, por acreditar em mim mais do que eu mereço e por ser o principal responsável por eu concluir esse mestrado. Sem você, eu não iria.

Resumo

Segundo o Painel Internacional de Mudança Climática (IPCC), a salinização de solos causada por eventos extremos de transgressão marinha poderá causar sérios danos aos ecossistemas de solo. Desta forma, este trabalho consiste na avaliação dos efeitos tóxicos oriundos da salinização sobre minhocas (*Eisenia andrei*), em cenário de aumento do nível do mar na planície de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ). Para tanto, com apoio de geotecnologias, foram identificadas as classes de solos mais vulneráveis à salinização na área de estudo, tendo sido coletadas duas dessas classes para salinização em laboratório. As amostras salinizadas foram estudadas utilizando *E.andrei* como bioindicador, em bioensaio de papel de contato, bioensaio agudo e bioensaio de fuga, conforme protocolos padrões (ISO). Para salinização dos solos, uma amostra de água do mar foi coletada na Praia de Grumari, uma reserva ambiental no Rio de Janeiro, RJ. A caracterização física, química e mineralógica dos solos foi realizada para oferecer suporte à interpretação dos dados ecotoxicológicos. Visando isolar o efeito tóxico dos principais constituintes do sal marinho, ensaios agudos com NaCl e Na₂SO₄ também foram executados. Ensaios preliminares em solos artificiais foram realizados com o intuito de estabelecer gradientes de dose de sais a serem aplicados em solos reais. A dose de sal capaz de causar a morte (CL₅₀) ou fuga (CE₅₀) de 50% dos organismos expostos foi estimada pela análise de PriProbit. Os resultados mostraram que entre as classes de solo mais vulneráveis à transgressão marinha estão o Gleissolo Tiomorfo e o Espodossolo Ferrihumilúvico. Para o Espodossolo, constatou-se a predominância da fração areia (98,2%), enquanto o Gleissolo apresentou 68,4% de silte. O teor de carbono orgânico das amostras foi de 4,88% no Gleissolo e 0,21% no Espodossolo, sendo que o primeiro ainda conta com argilominerais do tipo 2:1. Os bioensaios agudos com água do mar indicam a seguinte ordem decrescente de toxicidade: Espodossolo (CL₅₀ = 2,9 g/Kg) > Gleissolo (CL₅₀ = 4,7 g/Kg) > Solo artificial (CL₅₀ = 5,7 g/Kg). Para o bioensaio de fuga, observou-se a seguinte ordem: Gleissolo (CE₅₀ = 0,6 g/kg) > Solo artificial (CE₅₀ = 1,0 g/kg) > Espodossolo (CE₅₀ = 1,8 g/kg). Nos bioensaios agudos com NaCl observou-se a seguinte ordem: Espodossolo (2,4 g/Kg) > Solo artificial (3,4 g/Kg) > Gleissolo (4,6 g/Kg). O ensaio utilizando Na₂SO₄ foi realizado somente com o solo de pior cenário (menor CL₅₀ de sal marinho) - neste caso, o Espodossolo, cuja CL₅₀ foi 4,5 g/kg. Os valores de CL₅₀ e CE₅₀ denotam que as propriedades dos solos (textura, teor de matéria orgânica e mineralogia das argilas) desempenharam um papel crucial na toxicidade observada nos ensaios, com destaque para textura arenosa que tende a aumentar a biodisponibilidade dos sais. Espera-se que esses resultados possam subsidiar a tomada de decisão em programas de conservação da biodiversidade e otimização da resiliência do ecossistema frente a potenciais mudanças ambientais oriundas das mudanças climáticas, incluindo a manutenção de importantes serviços ecossistêmicos.

Palavras chaves: Transgressão marinha; *Eisenia andrei*; salinização; Espodossolo; Gleissolo.

Abstract

According to IPCC, soil salinization caused by extreme events of marine transgression might cause serious damages on soil ecosystems. Thus, this work consists of the evaluation of potential toxicity related to salinization on earthworms (*Eisenia andrei*), by considering a scenario of sea level rising in the Jacarepaguá coastal lowland (Rio de Janeiro, RJ). By using a geotechnological support, the most vulnerable soil classes were identified to be salinized at the laboratory. Salinized samples were investigated using *E. andrei* as test organism in bioassays with contact paper, acute bioassays and avoidance bioassays by following standard protocols (ISO). A sea water sample was collected at the Grumari ecological reserve (Rio de Janeiro, RJ) to salinize the soil. Physical, chemical and mineralogical aspects of the soil were characterized to support the understanding of the ecotoxicological effects. In order to isolate the toxicity associated with the main compound of the sea salt, assays with NaCl and Na₂SO₄ were carried out. Preliminary assays with artificial soils were executed to define dose gradients of salts to be applied in real soils. The dose of salt which is able to cause the death (LC₅₀) or avoidance responses (EC₅₀) of 50% of the exposed organisms were estimated by using Probit analysis. The results showed that the most impacted soil classes are supposed to be the Haplic Organosol, Tiomorphic Gleysol and Ferrihumifulvic Spodosol – due to the covid-19 pandemic, in this work, only the results related to Gleysol and Spodosol will be presented. The predominance of the sand fraction (98.2%) was observed for the Spodosol sample, while the Gleysol sample exhibited a strongly silty texture (68.4%). The organic carbon contents of the samples were 4.88% and 0.21%, for Gleysol and Spodosol, respectively. Acute bioassays with artificial soils and sea salt revealed the following decreasing order of toxicity: Spodosol (CL₅₀ = 2.9 g/Kg) > Gleysol (CL₅₀ = 4.7 g/Kg) > Artificial soil (CL₅₀ = 5.7 g/Kg). For the avoidance bioassays, the following decreasing order was observed: Gleysol (CE₅₀ = 0.6 g/kg) > Artificial soil (CE₅₀ = 1.0 g/kg) > Spodosol (CE₅₀ = 1.8 g/kg). For the bioassays using NaCl the following decreasing order was detected: Spodosol (2.4 g/Kg) > Artificial soil (3.4 g/Kg) > Gleysol (4.6 g/Kg). The bioassay using Na₂SO₄ was only performed with the soil that exhibited the worst scenario – in this case, the Spodosol, whose LC₅₀ value with Na₂SO₄ was 4.5 g/kg. Such values of LC₅₀ and CE₅₀ suggest that soil properties (texture, organic matter content and clay minerals) play a substantial role in the toxicity observed in the tests, highlighting soil sandy texture that tends to increase salt bioavailability levels. It is expected that such results can support decision-making in programs of biodiversity conservation and optimization of ecosystemic resilience in scenario that might involve climate changes, including the maintaining of important ecosystem services.

Key-words: Marine transgression; *Eisenia andrei*; salinization; Spodosol; Gleysol.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Ilustração da entrada e saída da energia emitida pelo sol sobre o planeta.....	7
Figura 2 - Concentração de gases na atmosfera. Em vermelho – marcador de concentração de gases de efeito estufa na atmosfera.....	8
Figura 3 - Concentração de CO ₂ na atmosfera terrestre (em azul) e variações na temperatura da Antártica (laranja) nos últimos 800 anos.....	9
Figura 4 - Concentração de metano (CH ₄) e óxido nitroso na atmosfera terrestre desde 1975 em partes por bihão.....	10
Figura 5 - Manchas solares.....	11
Figura 6 - Modelo esquemático da metodologia de trabalho empregada para a avaliação da toxicidade de sais marinhos em cenário de aumento do nível do mar na planície fluviomarinha de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ)	21
Figura 7 - Mapa geomorfológico Bacia de Jacarepaguá, mostrando o domínio serrano, a baixada e as principais lagoas	23
Figura 8 – Mapa semidetalhado dos solos do município do Rio de Janeiro	26
Figura 9 - Panorama do fornecimento global de energia primária previsto no RCP8.5 e comparação com os panoramas previstos para os RCPs 6, 4.5 e 2.6 no ano de 2100.....	28
Figura 10 - Coleta de solo superficial no Parque Chico Mendes, Baixada de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ).....	30
Figura 11 - Amostras de granulometria na proveta de 1000 ml.....	31
Figura 12 - Visão panorâmica do teste de determinação da densidade de partículas do solo.....	32
Figura 13 - Visão panorâmica do ensaio de determinação da capacidade de retenção de água.....	33
Figura 14 -- Cultura de minhocas do Laboratório de Ecotoxicologia.(LECOTOX – UFRJ).....	34
Figura 15 - Bioensaio agudo montado.....	36

Figura 16 - Sedimento depositado nas réplicas, nota-se a presença da divisória entre as amostras. b) minhocas penetrando nos sedimentos. C) parcela fechada com plástico filme.....	37
Figura 17 - Oligoqueta no interior do becker.....	38
Figura 18 – Mapa da localização das manchas de Espodossolo, Gleissolo e Organossolo na Baixada de Jacarepaguá.....	40
Figura 19 – Mapa do avanço da água do mar sobre os solos da Baixada de Jacarepaguá.....	41
Figura 20 - Sobrevivência dos indivíduos da espécie <i>Eisenia andrei</i> após exposição de 72h a soluções com diferentes concentrações de sal marinho (diluições da água do mar).....	46
Figura 21 - Sobrevivência dos indivíduos de <i>Eisenia andrei</i> expostos por 14 dias a um gradiente de doses de sal marinho em solos artificiais.....	47
Figura 22 - Respostas de fuga de indivíduos <i>Eisenia andrei</i> expostos por 48 horas a solos artificiais tratados com um gradiente de dose de sal marinho.....	48
Figura 23 - Sobrevivência dos indivíduos de <i>Eisenia andrei</i> expostos por 14 dias a um gradiente de doses de sal marinho em Gleissolo.....	49
Figura 24 - Respostas de fuga de indivíduos <i>Eisenia andrei</i> expostos por 48 horas a Gleissolo tratado com um gradiente de dose de sal marinho.....	50
Figura 25 - Sobrevivência dos indivíduos de <i>Eisenia andrei</i> expostos por 14 dias a um gradiente de doses de sal marinho em Espodossolo.....	51
Figura 26 - Respostas de fuga de indivíduos <i>Eisenia andrei</i> expostos por 48 horas a Espodossolo tratado com um gradiente de dose de sal marinho.....	52
Figura 27 - Sobrevivência dos indivíduos de <i>Eisenia andrei</i> expostos por 28 dias a um gradiente de doses de sal marinho em Espodossolo.....	53
Figura 28 - Sobrevivência dos indivíduos de <i>Eisenia andrei</i> expostos por 14 dias a um gradiente de doses de cloreto de sódio em solo artificial.....	58
Figura 29 - Sobrevivência dos indivíduos de <i>Eisenia andrei</i> expostos por 14 dias a um gradiente de doses de cloreto de sódio em Gleissolo.....	59
Figura 30 - Sobrevivência dos indivíduos de <i>Eisenia andrei</i> expostos por 14 dias a um gradiente de doses de cloreto de sódio em Espodossolo.....	60

Figura 31 - Sobrevivência dos indivíduos de *Eisenia andrei* expostos por 14 dias a um gradiente de doses de sulfato de sódio em Espodossolo.....63

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 1 - Características atmosféricas de Mercúrio, Vênus e Terra.....	6
Tabela 2 - Aspectos físicos e químicos das amostras de Gleissolo e Espodossolo utilizadas neste trabalho.....	43
Tabela 3 - Panorama geral dos resultados referentes aos bioensaios com <i>Eisenia andrei</i> em distintos tipos de solos contaminados em laboratório com sal marinho.....	54
Tabela 4 - Panorama geral dos resultados referentes aos bioensaios com <i>Eisenia andrei</i> em distintos tipos de solos contaminados em laboratório com cloreto de sódio.....	60
Tabela 5 - Panorama geral dos dados ecotoxicológicos obtidos para caracterização da toxicidade do sal marinho, cloreto de sódio e sulfato de sódio, utilizando bioensaios agudo e de fuga com <i>Eisenia andrei</i> em solos artificiais, Gleissolo e Espodossolo.....	67
Quadro 1 - Definição dos conceitos de obliquidade da eclíptica, precessão dos equinócios e excentricidade da órbita terrestre	12
Quadro 2 - Espécies normalmente usadas como bioindicadores em testes ecotoxicológicos realizados em laboratório.....	18

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3. REFERENCIAL TEÓRICO E CONCEITUAL	5
3.1 O EFEITO ESTUFA E A TEMPERATURA DO PLANETA	5
3.1.1 Emissões antropogênicas de GEEs e o aquecimento do clima	7
3.1.2 Mudança e variabilidade climática: outros fatores de influência	10
3.2 VARIAÇÕES DO NÍVEL DO MAR.....	13
3.3 SALINIZAÇÃO E IMPACTOS ASSOCIADOS	15
3.4 ECOTOXICOLOGIA E BIOINDICADORES.....	16
3.4.1 Minhocas como bioindicadores na ecotoxicologia terrestre	19
3.4.2 Avaliação de risco ecológico	19
4. MATERIAIS E MÉTODOS	20
4.1 ESCOLHA DA ÁREA DE ESTUDO.....	21
4.1.1 Aspectos fisiográficos	23
4.2 SIMULAÇÃO DE AUMENTO DO NÍVEL DO MAR E SELEÇÃO DE CLASSES PEDOLÓGICAS	27
4.2.1 Previsões do IPCC e expectativa de progressão marinha	27
4.2.2 Simulação de avanço do mar e dos solos afetados	29
4.3 AMOSTRAGEM DOS MATERIAIS.....	29
4.3.1 Solos	29
4.3.2 Água do mar	30
4.4 CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS	31
4.4.1 Solos	31
4.4.1.1 Determinação granulométrica.....	31
4.4.1.2 Densidade de partículas.....	32
4.4.1.3 Determinação da capacidade de retenção de água (CRA)	32
4.4.1.4 Determinação do carbono orgânico total (COT)	33

4.4.2 Água do mar	33
4.4.2.1 Determinação da Salinidade	33
4.5 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS	33
4.5.1 Bioensaios com minhocas (<i>Eisenia andrei</i>)	34
4.5.1.1 Cultivo dos organismos	34
4.5.1.2 Bioensaio agudo com <i>Eisenia andrei</i>	35
Bioensaio de comportamento (fuga) com <i>Eisenia andrei</i>	36
4.5.1.3 Bioensaio agudo em papel de contato com <i>Eisenia andrei</i>	37
4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA	38
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1 SIMULAÇÃO DA TRANSGRESSÃO MARINHA E DOS SOLOS AFETADOS ..	38
5.2 CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS	43
5.3 AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE DO SAL MARINHO	45
5.3.1 Bioensaios em solos artificiais	45
5.3.1.1 Bioensaios agudo com papel de contato	45
5.3.1.2 Bioensaio agudo	46
5.3.1.3 Bioensaio de fuga	47
5.3.2 Bioensaios com Gleissolo	48
5.3.2.1 Bioensaio agudo	48
5.3.2.2 Bioensaio de fuga.....	49
5.3.3 Bioensaios com Espodossolo	50
5.3.3.1 Bioensaio agudo	50
5.3.3.2 Bioensaio de fuga.....	51
5.3.3.3 Bioensaio agudo (de 28 dias)	52
5.3.4 Panorama geral dos resultados.....	53
5.4 BIOENSAIOS COM CLORETO DE SÓDIO (NaCl)	57
5.4.1 Bioensaio agudo com solos artificiais	57
5.4.2 Bioensaio agudo com Gleissolo	58
5.4.3 Bioensaio agudo com Espodossolo	59
5.4.4 Panorama geral de toxicidade do cloreto de sódio (NaCl)	60
5.5 BIOENSAIOS COM SULFATO DE SÓDIO (Na₂SO₄)	62

5.5.1 Bioensaio agudo com Espodossolo	63
5.6 TENTATIVA DE ISOLAMENTOS DA TOXICIDADE INTRINSICA DO NaCl E Na ₂ SO ₄	64
6. CONCLUSÕES	68
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70

1. INTRODUÇÃO

As primeiras décadas do século XXI foram marcadas por uma crescente preocupação no meio científico e, fora dele, com relação às emissões de gases de efeito estufa e sua influência sobre o clima global e regional. O IPCC (*International Panel for Climate Change*), organização internacional dedicada ao estudo e divulgação de dados sobre o aquecimento global, relata que o nível de CO₂ lançado na atmosfera já alcança o valor de 49 Gt/ano (IPCC, 2014). Esse número é acompanhado por uma emissão de 570 Mt de metano, gás de efeito estufa 25 vezes mais eficiente que o primeiro na retenção de calor. O aumento na concentração desses gases na atmosfera tem como efeito direto um incremento na temperatura média do ar em escala global, com consequências sobre processos atmosféricos e oceanográficos (MCCARTHY, 2015). Tais alterações induzem à ocorrência de fenômenos meteorológicos e climáticos extremos, causando perturbações importantes aos ecossistemas terrestres e aquáticos, incluindo a redução da biodiversidade (JENTSCH, 2008; TERZIEV, 2014).

Nos solos, a mudança climática pode provocar impactos na distribuição de espécies, sua fenologia, relações ecossistêmicas, variedade genética e afetar propriedades como a umidade contida no interior do solo – como a diminuição da umidade observada no Mediterrâneo e aumento de água nos solos do norte europeu, o que pode provocar efeitos diretos nos ecossistemas terrestres. Projeta-se que a influência da mudança climática sobre a biodiversidade deve se intensificar no futuro (EEA, 2017).

A fauna edáfica, que corresponde aos animais que utilizam o solo como habitat, se mostra particularmente vulnerável no que tange a perturbações ambientais e, neste caso em particular, às mudanças climáticas globais. Invertebrados de solo, por exemplo, são altamente sensíveis a variações de umidade, temperatura e salinidade (SINGHT *et al.*, 2019), as quais podem ser induzidas por eventos climáticos extremos. Esse grupo ecológico desempenha papel de suma importância na pedogênese e presta importantes serviços ecossistêmicos às atividades humanas, o que inclui o aumento da fertilidade, aeração, permeabilidade e porosidade de solos agrícolas, reduzindo sua suscetibilidade à erosão laminar (DE AQUINO, 2005; MELO-JUNIOR, 2012; BROWN *et al.*, 2015). Além disso, organismos edáficos desempenham papel importante na atividade microbiana

(incluindo fungos micorrízicos, essenciais à agricultura) (BARETTA *et al.*, 2011), além de servirem de alimento para outros animais terrestres.

Grandes episódios de extinções podem ser relacionados a eventos de mudança no clima do planeta, que causaram alterações nos ambientes marinhos e terrestres de maneira que não possibilitou a adaptação de grande parte de seus habitantes. A relação entre mudanças climáticas e o desaparecimento de espécies pode ser observada contínuas vezes ao longo da evolução da vida na Terra, a exemplo da Grande Extinção Permo-Triássica. (NOGUÉS-BRAVO, 2018). Isso faz com que agora, frente a uma transformação no clima de natureza comprovadamente antropogênica, a preocupação com o comprometimento de habitats e decorrente extinção de espécies ganhe contornos mais urgentes. De fato, do desaparecimento de anfíbios na Costa Rica, à retração da vegetação no Peru, a ação humana tem sido responsável direta ou indiretamente por uma grande perda de biodiversidade (KOLBERT, 2015).

Bioindicadores de qualidade ambiental têm sido amplamente utilizados no prognóstico de danos ecológicos em cenários envolvendo contaminações ou quaisquer outras alterações ambientais, incluindo aquelas provocadas por mudanças climáticas. Minhocas (*Eisenia andrei*) têm sido largamente empregadas em bioensaios (testes ecotoxicológicos) com o objetivo de avaliar os efeitos tóxicos de estressores químicos (incluindo sais) nos ecossistemas (NIVA *et al.*, 2019; PEREIRA *et al.*, 2015), uma vez que são organismos de alta relevância ecológica e que prestam importantes serviços ecossistêmicos. Além disso, as minhocas representam a maior parte da biomassa do solo (quando presentes), servem de alimentos para outras espécies de animais e são capazes de alterar as características físicas e químicas dos solos (como porosidade, permeabilidade, agregabilidade, fertilidade, etc.) (BLOUIN *et al.*, 2013; SINGH *et al.*, 2016).

O nível e as propriedades da água do mar variaram ao longo da história geológica da Terra em decorrência das diversas fases climáticas que o planeta enfrentou (Salgado-Laboriau, 1994). Nos períodos glaciais, caracterizados por baixas abruptas na temperatura global, a expansão das geleiras implica em recuos no nível das águas, uma vez que grandes porções ficam retidas em forma de gelo (glaciares). Em períodos

quentes, também chamados de interglaciais, o nível do mar avança em decorrência do derretimento dessas geleiras e restabelecimento do ciclo hidrológico. Durante o último máximo glacial (há 20.000 anos), o nível do mar esteve aproximadamente 130 metros abaixo do atual (MURRAY-WALLACE, 2014).

A Planície Costeira de Jacarepaguá é uma área de expansão urbana recente na cidade do Rio de Janeiro, cuja formação está associada às variações do nível do mar durante o Quaternário. Trata-se de uma zona da cidade ainda em expansão urbana e que demanda por políticas de planejamento, incluindo de preservação da biodiversidade, e que é dominada por ecossistemas costeiros típicos da Mata Atlântica (MAIA *et al.*, 1984). A ocupação urbana, ao longo das últimas três décadas, tem acontecido de forma desordenada, sem o desejável planejamento habitacional e sanitário. Por conta disso, a área se mostra ecologicamente vulnerável a possíveis eventos de salinização em virtude do aumento do nível do mar. Trabalhos que visem o aumento da resiliência ambiental frente a eventos catastróficos de transgressão marinha são imperativos e podem servir de base para o entendimento dos efeitos tóxicos do sal marinho em outras zonas costeiras vulneráveis do Brasil.

O presente trabalho consiste na avaliação da ecotoxicidade de sais marinhos em cenário de aumento do nível do mar (considerando cenário preconizado pelo IPCC) na planície costeira de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ), com o apoio de testes ecotoxicológicos utilizando *Eisenia andrei*. As principais hipóteses de trabalho são: (i) as propriedades dos solos desempenham papel relevante na ecotoxicidade de sais para minhocas; (ii) os distintos componentes do sal presente na água do mar exercem influência diferenciada em sua toxicidade; e (iii) a biomassa corporal das minhocas tende a aumentar quando as mesmas são expostas a sais.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar os efeitos tóxicos da salinização sobre a biota de solo em cenário de transgressão marinha na Planície de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ), utilizando minhocas da espécie *Eisenia andrei*.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Identificar as classes de solos mais vulneráveis às inundações decorrentes do aumento do nível na baixada de Jacarepaguá, com o apoio de geotecnologias e em consonância com os cenários do IPCC e trabalhos prévios da literatura.
2. Coletar e caracterizar física, química e mineralogicamente três (3) das classes de solos previamente selecionadas conforme o objetivo específico 1, de acordo com sua abrangência espacial e vulnerabilidade à inundação e salinização.
3. Estudar a toxicidade do sal marinho frente às propriedades de diferentes classes de solos (previamente identificados no objetivo específico 1), com base em bioensaios agudos e de fuga com minhocas.
4. Caracterizar a toxicidade aguda dos principais componentes isolados da água do mar (cloreto de sódio - NaCl; e sulfato de sódio - Na₂SO₄), com base em bioensaios utilizando distintas classes de solo.

3. REFERENCIAL TEÓRICO E CONCEITUAL

3.1. O EFEITO ESTUFA E A TEMPERATURA DO PLANETA

O planeta Terra, assim como seus vizinhos do sistema solar, tem seu balanço energético diretamente regido pela estrela que orbita – o Sol. Esse balanço é resultado da constante entrada e saída de energia solar no planeta. O calor que recebemos da estrela chega à superfície na forma de energia visível (luz) e, após provocar seu aquecimento, é reemitido para o espaço na forma de energia infravermelha (onda longa). Na ausência de obstáculos, as taxas de energia absorvida e emitida seriam iguais, e a Terra atingiria sua *temperatura de equilíbrio*, calculada em -18°C (255 K), similar a temperatura da Lua (RASCHKE, 1973).

Nessas condições o planeta seria incapaz de sustentar a vida como se apresenta e estaria constantemente coberto por camadas de gelo. No entanto, a temperatura média registrada em nossa superfície é de 15°C (288 K), o que possibilitou a ocorrência de água líquida e o desenvolvimento de uma biodiversidade até então não observada em qualquer outro corpo do espaço conhecido no universo. A explicação para tamanha diferença entre a temperatura de equilíbrio e a temperatura observada no planeta reside no fato de que as trocas energéticas entre a Terra e o seu entorno não se dão livremente. A existência de uma atmosfera substancial previne a perda integral da energia absorvida pelo planeta (WALLACE & HOBBS, 2006). Isso ocorre, pois, parte da energia emitida pela superfície terrestre é capturada por gases presentes em sua atmosfera, o que retém parte do calor e permite que a baixa atmosfera conserve temperaturas amenas. O mesmo é observado em outros planetas do sistema solar, como Vênus, que devido à sua atmosfera muito densa (92 bar de pressão em superfície) e à alta concentração de dióxido de carbono (96%), apresenta temperaturas acima dos 460°C , mais elevadas que as de Mercúrio, planeta mais próximo do Sol (tabela 1).

Tabela 1: Características atmosféricas de Mercúrio, Vênus e Terra. Fonte: Junges et. al. (2018);

	Mercúrio	Vênus	Terra
Atmosfera (atm)	5×10^{-15}	92	1
Distância do sol (10^6 km)	58	108	150
Temperatura de equilíbrio (°C)	167	-46	-18
Temperatura da superfície (°C)	167	464	15
Albedo (%)	0,07	0,77	0,3
Efeito estufa (°C)	0	510	33

Esse processo de retenção de calor por gases presentes na atmosfera de um planeta é chamado de *efeito estufa* (*greenhouse effect*). Segundo McKinnon & Kirk (2007), o efeito estufa é definido como o aquecimento da atmosfera de um planeta ou satélite a partir da retenção da energia refletida por sua superfície. Os principais gases responsáveis pelo efeito estufa (GEEs) são o vapor d'água (H₂O), o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄), o óxido nitroso (N₂O), clorofluorcarbonetos (CFCs) e o ozônio (O₃).

A atuação desses gases no efeito estufa se deve à sua relativa inatividade frente a ondas eletromagnéticas de curto comprimento (como a radiação visível que chega à Terra, vinda do Sol), que faz com que essa radiação seja capaz de atravessá-los com facilidade. Já os comprimentos de onda mais longos (como a radiação infravermelha emitida pela Terra) se encontram na faixa de absorção das moléculas desses gases. Isso faz com que a atmosfera apresente uma relativa transparência para a entrada de energia visível, mas se torne opaca para a saída de ondas infravermelhas (BARRY & CHORLEY, 2009).

Na figura 1 é possível visualizar essas referidas trocas de calor. Da energia emitida pelo Sol, 30% é imediatamente refletida de volta ao espaço devido ao albedo (refletividade da superfície) da Terra e 70% atravessa a atmosfera e se converte em calor ao atingir a superfície. Esse calor é então reemitido para o espaço em forma de energia infravermelha. Porém, antes de escapar do domo atmosférico, parte dessas ondas têm seu caminho obstruído e são capturadas pelas nuvens e GEEs e emitidas em todas as direções. As ondas que são direcionadas novamente em direção à superfície garantem que a parte inferior da atmosfera se mantenha em aproximadamente 33°C, ou seja, acima da temperatura de equilíbrio, o que demonstra a influência do efeito estufa no clima do planeta (tabela 1).

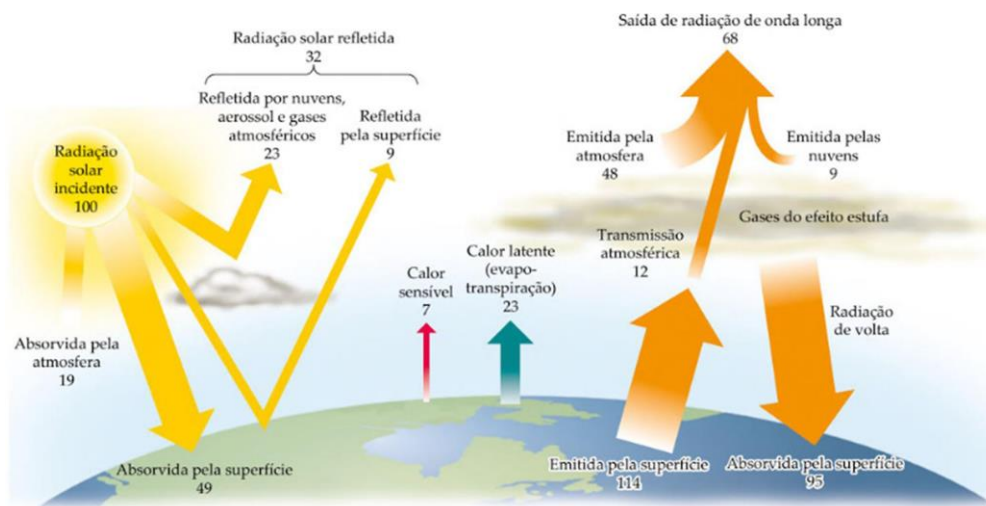


Figura 1 - Ilustração da entrada e saída da energia emitida pelo sol sobre o planeta. Fonte: CAIN; BOWMAN; HACKER (2018).

3.1.1. Emissões antropogênicas de GEEs e o aquecimento do clima

Conforme o exposto, o aquecimento global é um processo natural e é através dele que o planeta mantém uma temperatura média que possibilita a existência de uma enorme variedade de seres vivos. Porém, nas últimas décadas o aumento na emissão de GEEs tem causado preocupação na comunidade científica. Isso se deve ao fato de que, desde a revolução industrial ocorrida no século XVIII, as concentrações de gases como CO₂ e CH₄ na atmosfera cresceram acentuadamente. Nesse mesmo período, observou-se também um aumento considerável na temperatura média do planeta.

Segundo o IPCC (2014), o aquecimento combinado de terra e oceano de 1880 a 2012 atingiu a média de 0,85°C e as últimas três décadas foram os 30 anos mais quentes dos últimos 1.400 anos.

Esse aumento da temperatura parece estar diretamente relacionado ao disparo nas emissões de dióxido de carbono, motivado principalmente pelo desflorestamento e a queima de combustíveis fósseis. De acordo com gráfico elaborado pelo NOAA/ESRL (figura 2), do total de GEEs presentes na atmosfera no ano de 2019 (500 ppm), o CO₂ sozinho correspondia a 410 ppm.

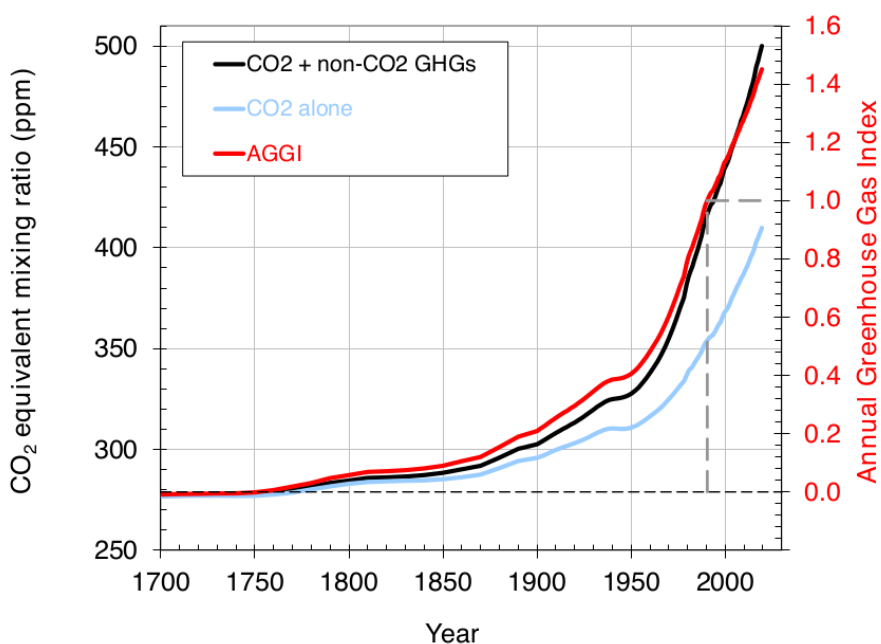


Figura 2 - Concentração de gases na atmosfera. Em vermelho – marcador de concentração de gases de efeito estufa na atmosfera; Em preto – soma do gás carbônico com outros gases de efeito estufa; Em azul – o gás carbônico sozinho. Fonte: NOAA/ESRL, 2019.

A princípio, o CO₂ não se mostra o principal responsável pelo aquecimento do clima. O vapor d'água é o GEE mais influente, respondendo por 50% do efeito estufa da Terra. As nuvens, que também são capazes de impedir a saída do calor, contribuem em 25%, seguidas pelo CO₂ com 20% e os outros GEEs juntos correspondem a 5% do efeito total (LACIS *et. al.*, 2010). Contudo, uma vez que o vapor de água é um gás condensável, qualquer excesso deste na atmosfera resultará na formação de nuvens e chuva. Esse gás não se mostra capaz de iniciar períodos de aquecimento, mas como se eleva em

resposta a um aumento na temperatura do planeta, age na intensificação do processo (KWEKU *et. al.*, 2017). Já o CO₂, por outro lado, não apenas é um gás não condensável, capaz de precipitar o aquecimento da atmosfera, como parece estar intimamente relacionado às variações climáticas ao longo da história recente da Terra (figura 3).

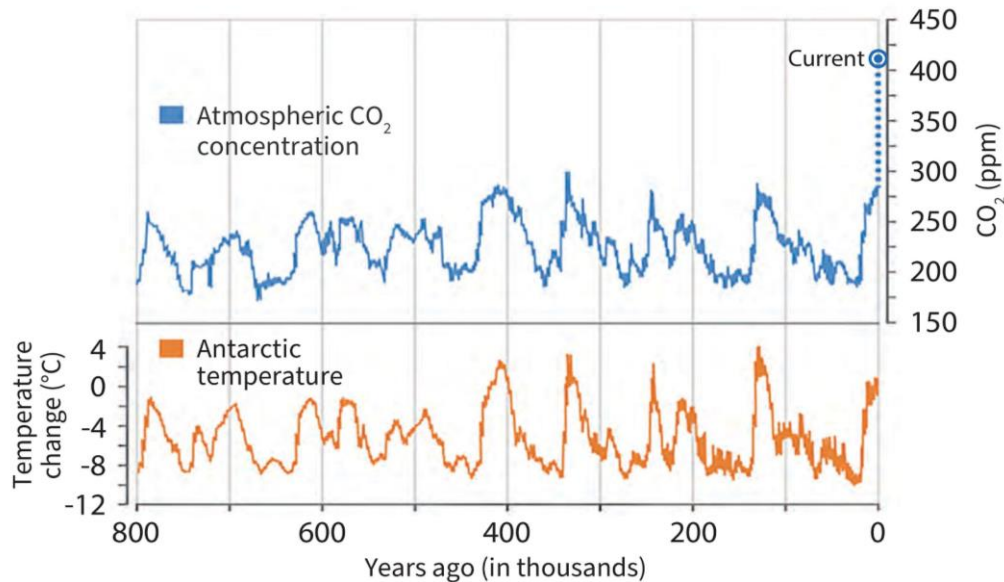


Figura 3 - Concentração de CO₂ na atmosfera terrestre (em azul) e variações na temperatura da Antártica (laranja) nos últimos 800 anos. Fonte: Royal society baseado em Lüthi *et al.*, 2008 and Jouzel *et al.*, 2007.

Além do CO₂, outros GEEs como o CH₄ e o NO₂ também são relevantes para o aquecimento registrado nas últimas décadas. O primeiro é um hidrocarboneto produzido pela decomposição de material orgânico em áreas de cultivo e pela ruminação de animais de pasto. Embora se apresente em menor concentração que o CO₂ na atmosfera, o CH₄ tem um poder bem maior de aquecimento. O óxido nitroso também é emitido principalmente através de práticas agrícolas, especialmente pelo uso e fabricação de fertilizantes orgânicos (DE ALMEIDA *et al.*, 2015). Ambos vêm apresentando a mesma tendência de aumento nas emissões (figuras 4 e 5). A degradação anaeróbica da matéria orgânica em lagos de reservatório e sistemas aquáticos impactados por esgoto doméstico também tem sido fontes importantes de CH₄ e NO₂ (Alvim *et al.*, 2014).

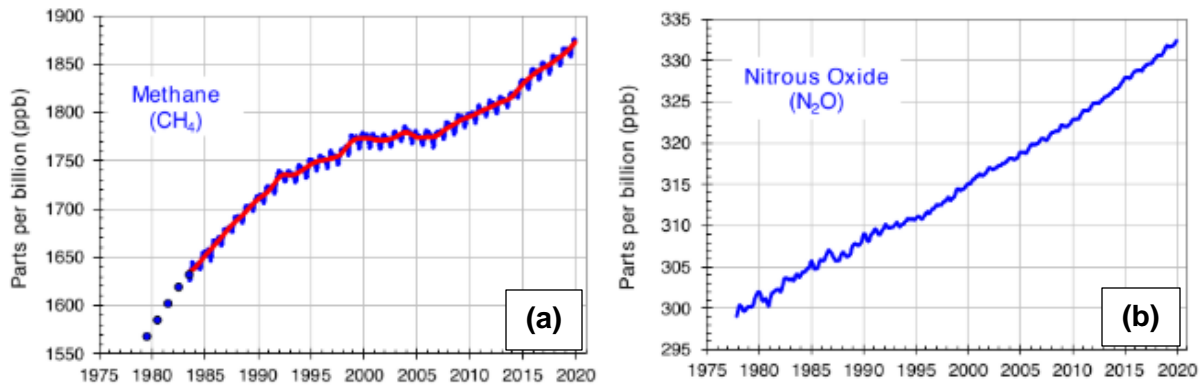


Figura 4 (a) - Concentração de metano (CH₄) na baixa atmosfera terrestre desde 1975 em partes por bilhão. (b) - Concentração de óxido nitroso na baixa atmosfera terrestre desde 1979 em partes por bilhão. Fonte: NOAA (2019).

Para a maioria absoluta dos especialistas, o padrão de emissões e aumento da temperatura deixam claro a natureza antropogênica do aquecimento que vem sendo observado. Ainda assim, é importante salientar que o clima já variou bastante ao longo da história geológica do planeta. Alguns outros fatores são capazes de exercer influência direta sobre a temperatura na Terra sem qualquer interferência humana. Esses fatores diferem grandemente em escala de espaço e tempo e também são levados em consideração por especialistas em suas análises.

3.1.2. Mudança e variabilidade climática: outros fatores de influência

Os termos mudança e variabilidade climática referem-se ambos a alterações das condições climáticas, afetando padrões de temperatura e pluviosidade, por exemplo. A diferença entre estes termos/fenômenos reside em suas escalas de ocorrência. Quando essas alterações se dão em um período de tempo determinado (por exemplo, de meses a anos), porém representam flutuações dentro de uma média climática estável, são chamadas de *variabilidade*. Já quando elas se consolidam como uma tendência de alteração da média no tempo, trata-se de uma *mudança climática* (ANGELOCCI & SENTELHAS, 2007). Em vista disso, pode ser difícil distinguir eventos de variabilidade (oscilação natural do sistema climático) ou mudança climática enquanto eles ocorrem. Para tanto, é preciso conhecer o padrão de comportamento do clima em uma série histórica, sendo que a reconstituição dos paleoclimas permite o entendimento de suas variações naturais e permite a emissão de prognósticos climáticos mais consistentes (VIANA *et al.*, 2014).

Alterações no balanço energético do planeta podem se dar através de três mecanismos principais: *a)* mudanças na quantidade de radiação solar que chega a Terra; *b)* mudanças no albedo do planeta; ou *c)* mudanças na quantidade de radiação infravermelha retida na atmosfera (JUNGES *et al.*, 2018). Enquanto as mudanças na refletividade do planeta podem ser influenciadas por variáveis naturais ou antrópicas, mudanças no *input* de energia são provocadas por fatores astronômicos, como variações na atividade solar ou de posicionamento do planeta.

Em relação ao Sol, sabe-se que ele passa por períodos de maior e menor atividade. As manchas solares são indicadores da atividade solar, que oscila periodicamente (aprox. 11 anos), em um fenômeno conhecido como ciclo de Schwabe. Nos períodos em que a estrela passa a emitir níveis maiores de energia, chamados de máxima solar, as manchas em sua superfície se multiplicam. Durante o mínimo solar, quando a radiação torna a diminuir, o número de manchas retrocede. Nos dois últimos ciclos, alcançou-se uma variação de 0,1% na radiação emitida. O sol também apresenta outros ciclos, sobre os quais ainda se tem um menor entendimento, como o ciclo de Hale (a cada 22 anos); ciclo inferior de Gleissberg, (88 anos); ciclo superior de Gleissberg, (120 anos); ciclo de Suess (208 anos); ciclos de Eddy (1.000 anos) e de Hallstatt (2.300 anos) (DE OLIVEIRA *et al.*, 2019).

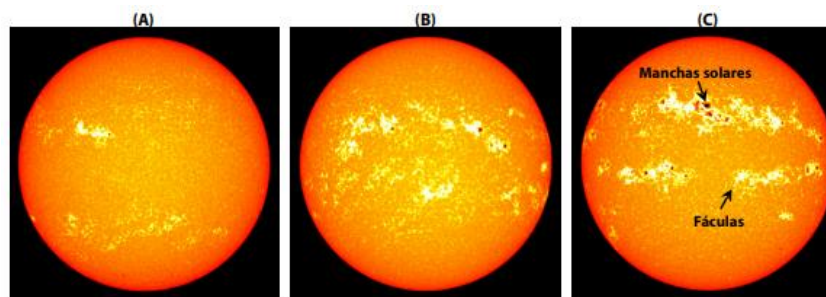


Figura 5 - Manchas solares. Fonte: de Oliveira *et al* (2019) elaborado a partir de imagens da NASA (2003).

A incidência dos raios solares sobre a Terra também está condicionada ao posicionamento dela em relação ao Sol. Esse posicionamento pode ser influenciado principalmente por três parâmetros orbitais: a obliquidade da eclíptica, a precessão dos equinócios e a excentricidade da órbita terrestre (quadro 1). A influência da interação entre esses parâmetros no desencadeamento de períodos glaciais e interglaciais é

defendida pela Teoria de Milankovitch (1941) e é atualmente aceita pela comunidade científica em conjunto com outras variáveis (SALGADO-LABORIAU, 1994).

Quadro 1: Definição dos conceitos de obliquidade da eclíptica, precessão dos equinócios e excentricidade da órbita terrestre. Fonte: Salgado-Laboriau, 1994.

Obliquidade da eclíptica	Inclinação do eixo da Terra em relação ao plano de rotação. Varia entre 22,1° e 24,5° e afeta a insolação recebida pelos hemisférios (acentuando ou suavizando as estações) e o gradiente latitudinal de temperatura. Ciclos de 41 mil anos.
Precessão dos equinócios	Oscilação do planeta em torno do próprio eixo (como um pião balançando) que influencia a distância entre Terra e Sol em determinado dia do ano. Se o solstício de inverno ocorrer no ponto de maior distância (afélio) o inverno se mostra mais frio. Ciclo de 26 mil anos.
Excentricidade da órbita terrestre	A excentricidade orbital varia entre 0 (órbita circular) e 0,06 (órbita elíptica). Quando circular, a distância entre Terra e Sol não muda entre as estações. Já quando elíptica, a distância varia entre verão e inverno, podendo reduzir a energia que chega ao planeta. Ciclo de 100 mil anos.

Além dos condicionantes astronômicos, o clima na Terra também responde a ciclos naturais de menor escala espaço temporal, como os ciclos de oscilações oceânico-atmosféricas. Estas provocam eventos de variabilidade climática, ou seja, são de pequena escala temporal, e causam efeitos predominantemente regionais, embora com desdobramentos globais.

As oscilações (com teleconexões) mais importantes no hemisfério sul são o *El Niño*, e o seu oposto, a *La Niña*. Ambos os fenômenos têm influência sobre as condições climáticas em todo o mundo, com efeitos mais acentuados no Pacífico equatorial (TRENBERTH, 1997). Nessa região, em condições normais, há ocorrência de ventos alísios com direcionamento leste-oeste. Esses ventos são responsáveis pelo deslocamento da massa de água superficial da costa oeste da América do Sul em direção ao leste da Austrália e sudeste da Ásia. Com isso, ocorre a ressurgência de águas profundas e frias próximo ao litoral de Equador e Chile, que trazem consigo nutrientes importantes para o ecossistema marinho na região. Já próximo à costa australiana, a

corrente de água superficial (relativamente mais quente) induz a ocorrência de uma massa de ar quente e úmida que desencadeia um sistema de baixa pressão, com formação de nuvens, e provoca chuvas no verão australiano (PARTRIDGE, 1994).

Em anos de ocorrência do *El Niño* (intervalos de 2 a 7 anos), há uma diminuição na intensidade desses ventos e, conseqüentemente, o transporte de correntes aquecidas para o oeste é enfraquecido. Ocorre um aquecimento anormal na superfície do Pacífico próximo a América do Sul e os efeitos diretos são a ocorrência de chuvas torrenciais na costa do Peru e Equador e seca no continente australiano e sudeste asiático. No Brasil, há um incremento nas chuvas da região sul e diminuição no norte do país. Já durante a ocorrência do *La Niña*, dá-se o oposto, havendo uma acentuação dos ventos alísios. Dessa forma, observa-se o aumento das chuvas no Pacífico equatorial oriental e clima seco na porção leste e com a intensificação da ressurgência, a pesca na região é beneficiada. No Brasil, o Centro-Sul costuma passar por estiagens, enquanto o Norte e Nordeste veem uma intensificação das chuvas (GRIMM, 1998).

Existem muitos outros fatores naturais que podem exercer influência sobre o clima do planeta além dos que foram apresentados. Fenômenos como atividade vulcânica, o magnetismo terrestre, a circulação termo-halina, alterações da cobertura de gelo (criosfera), entre outros, são considerados capazes de exercer impacto considerável sobre o balanço climático da Terra (OLIVEIRA *et al.*, 2019). Apesar disso, há consenso de que o aumento na temperatura média global observado nas últimas décadas apresenta alta correlação ao despejo de GEEs e aerossóis de origem antrópica, e que esse aquecimento parece configurar uma mudança climática em larga escala (CARLTON, 2015).

3.2. VARIAÇÕES DO NÍVEL DO MAR

Ao longo da história geológica do planeta, o clima sofreu mudanças radicais em diversos momentos. Os instrumentos de reconstrução paleoclimática, como testemunhos de gelo, anéis de árvores e palinofósseis, permitem concluir que a Terra passou por episódios de resfriamento drástico, resultando em glaciações, e aquecimentos igualmente acentuados (OLIVEIRA *et al.*, 2015). Nesses momentos, a transferência de massa de água e gelo dos continentes para o oceano, juntamente à

expansão térmica da água do mar em resposta ao aquecimento da atmosfera, resultam na subida do nível do oceano (CHURCH *et al.*, 2013). Essas mudanças globais no nível do mar, resultantes de alterações no volume de água, são chamadas de *alterações eustáticas* (VIEIRA, 1981).

Durante o período Quaternário houve uma sucessão de glaciações entremeadas por fases interglaciais, o que provocou uma intensa movimentação no nível dos oceanos. A última glaciação quaternária terminou há aproximadamente 12.000 anos e deu início a fase interglacial em que o planeta se encontra atualmente. No litoral brasileiro, existem registros geológicos (principalmente arenitos de praia e terraços marinhos), arqueológicos (sambaquis) e biológicos (incrustações de cracas, vermetídeos, depósitos de conchas e tocas de ouriço) dessas progressões e regressões marinhas (SUGUIO *et al.*, 1985).

Castro *et al.*, (2014) mencionam que durante a transição entre o Pleistoceno e o Holoceno, o nível relativo do mar na costa do sudeste brasileiro era 4,5 m abaixo do atual e subiu rapidamente após a transição. O nível atual teria sido alcançado pela primeira vez no Holoceno, 7.500 anos AP (antes do presente). Entre 5.500 e 4.500 anos AP, o mar teria atingido 2,5 m acima do nível atual, durante o chamado máximo holocênico. A regressão do nível relativo do mar após a Última Transgressão ocasionou a construção de terraços marinhos a partir da ilha barreira original, resultando na progradação da linha costeira. Com o recuo das águas também ocorreu uma transformação de lagoas em lagoas nas planícies litorâneas brasileiras. Muitas destas se tornaram pântanos de água doce com o tempo.

A transgressão marinha pode desencadear profundas alterações sobre a zona costeira. Uma vez que este ambiente tem sua evolução diretamente relacionada a dinâmica marinha, uma subida do mar intensifica de forma drástica processos de modelado do relevo. A consequência mais imediata é a inundação da área de costa, acompanhada de aumento da erosão costeira, migração vertical do perfil de praia, mudança no balanço sedimentar costeiro, fragmentação e possível perda de ecossistemas, perda de patrimônio, erosão a jusante de sistemas fluviais-estuarinos e

intrusão salina de aquíferos e de sistemas fluviais, provocando impactos sobre a biodiversidade de ambientes terrestres e de água doce (SOUZA, 2010; SOUZA, 2012).

3.3. IMPACTOS DA TRANSGRESSÃO MARINHA SOBRE AS CIDADES

As cidades se revelam áreas sensíveis aos efeitos da mudança climática, uma vez que, no meio urbano, eventos climáticos extremos produzem efeitos ainda mais drásticos. Uma vez que se observa uma tendência de intensificação na ocorrência de chuvas torrenciais e episódios de seca, é nas cidades, onde reside o maior número de pessoas, que essas alterações serão mais severamente sentidas. As áreas costeiras também são particularmente vulneráveis aos impactos representados pelo aquecimento do clima. Isso ocorre pois com o derretimento das calotas de gelo e consequente aumento do nível do mar, essas áreas estão expostas ao risco de inundação de suas áreas mais baixas, incremento da erosão costeira e avanço da cunha salina (IPCC, 2014).

Dessa forma, cidades localizadas em áreas próximas ao mar são áreas críticas e demandam planejamento com o fim de prevenir e mitigar impactos futuros. Segundo relatório do World Bank (2010), no Brasil, a linha de costa da região Nordeste é a mais suscetível a erosão, estima-se que um aumento de 50 cm no nível do mar consumiria aproximadamente 100 m de costa. No entanto, dentre as cidades brasileiras, o Rio de Janeiro é a que apresenta a maior vulnerabilidade a uma possível transgressão marinha. Isso se dá, pois, uma grande parte do terreno urbano se encontra em áreas de cota altimétrica reduzida (PBMC, 2016).

No plano de estratégias de mitigação dos impactos da mudança climática sobre o Rio de Janeiro (2016), é ressaltado que com exceção das áreas da Baía de Sepetiba, Restinga da Marambaia e o pedaço da costa entre as praias de São Conrado e Barra de Guaratiba, toda a linha de costa da cidade foi modelada a partir de obras de ocupação. Essas mudanças foram implementadas sem o devido monitoramento da acomodação dos sedimentos no assoalho marinho. Em cenário de alteração no nível do mar, algumas consequências que devem ser consideradas para o planejamento de respostas adequadas são – o transbordamento do sistema de lagoas da cidade e consequente inundação de seus arredores, o efeito combinado com avanços meteorológicos do nível

do mar, provocando ondas que podem danificar edifícios e estruturas, o comprometimento da rede urbana de drenagem e o aumento no nível da água subterrânea, inundando túneis de distribuição (eletricidade, telefone, gás, etc).

3.4. SALINIZAÇÃO E IMPACTOS ASSOCIADOS

A alta salinidade é uma condição do solo que ocorre principalmente nas regiões áridas e semiáridas do mundo. A pluviosidade baixa nessas regiões, associada à baixa atividade biológica, menor grau de intemperização, drenagem deficiente e a utilização de água de má qualidade, pode conduzir à formação de solos com alta concentração de sais (DE HOLANDA *et al.*, 2007). O contato direto com água do mar também é capaz de salinizar os solos, uma vez que esta é rica em NaCl e outros sais inorgânicos e, por este motivo, não pode ser usada para irrigação de culturas alimentícias sem antes passar por processos de retirada de seus sais.

O avanço de água do mar sobre áreas de costa resulta na contaminação dos ecossistemas dessas áreas pelo sal marinho, o que pode ocasionar sérios impactos sobre espécies vegetais e animais. Uma consequência grave deste avanço é a contaminação de águas subterrâneas, que são frequentemente usadas para abastecimento hídrico da população (Cordeiro *et al.* 2021). O avanço da cunha salina também pode provocar a intrusão de sal em ambientes de água doce, como os rios, comprometendo a sobrevivência de espécies de algas, peixes e crustáceos, adaptados a condições de baixa concentração de sais diluídos (RICE, 2012). Nos solos, o acúmulo de sais afeta sua viabilidade para cultivo e capacidade de dar suporte a fauna edáfica (Pereira *et al.* 2015). Neste ambiente, o potencial tóxico do NaCl é condicionado por algumas propriedades físicas e químicas do solo, uma vez que sua matriz pode influenciar na mobilidade e disponibilidade de substâncias (VEZZONE *et al.*, 2020).

3.5. ECOTOXICOLOGIA E BIOINDICADORES

A ciência responsável por estudar os efeitos que poluentes podem causar sobre os organismos (ao nível do ecossistema) é chamada Ecotoxicologia. Este campo foi inicialmente definido por Truhaut (1969) como “*o estudo de efeitos tóxicos causados por poluentes naturais ou sintéticos aos constituintes dos ecossistemas*”, incluindo em seu escopo todas as espécies animais, vegetais e microbianas. Cesar *et al.* (2014) sugerem

que o estudo de efeitos tóxicos de poluentes sobre humanos (*Homo sapiens sapiens*) é mais comumente referido como toxicologia ambiental, enquanto o termo ecotoxicologia fica mais frequentemente reservado a avaliação da toxicidade de poluentes sobre os ecossistemas. Dessa forma, a ecotoxicologia pode ser melhor caracterizada como uma ciência que visa determinar o impacto de agentes químicos sobre a saúde do ambiente (VINDIMIAN, 2001).

A ecotoxicologia é usada como ferramenta em estudos ambientais, mostrando-se útil na determinação do grau de fragilidade de uma área ou ecossistema frente a um episódio de contaminação já ocorrido ou que possa dar-se no futuro. Para tal, pode-se fazer uso de bioindicadores, como nos trabalhos desenvolvidos através de bioensaios e os estudos de biomonitoramento (SEGAT, 2016). Este último consiste na apuração das condições de determinado ambiente através da determinação dos níveis de concentração de elementos tóxicos no meio e de seus efeitos ou acumulação na biota que ali reside. Para isso, realiza-se a coleta de material (geralmente água, solo ou sedimentos) e de indivíduos da espécie(s) a ser observada. Diversos estudos já fizeram uso desta ferramenta para monitorar a qualidade de águas subterrâneas (GALHARDI, 2016), superficiais (BOBADILHA e DA SILVA, 2019), toxicidade de insumos agrícolas (LAGES, 2019), entre outros.

Já os bioensaios são realizados com o intuito de investigar a toxicidade de um contaminante e estimar a resposta do ecossistema afetado através da exposição de uma ou mais espécies ecologicamente representativas. Estes ensaios consistem em submeter organismos cultivados em laboratório a doses controladas de um contaminante para a observação de efeitos letais ou subletais. O tempo de duração desses testes variam a depender do tipo de efeito que se deseja observar/estudar. Para detectar efeitos mais imediatos – como a letargia, perda de biomassa, e até mesmo morte, realiza-se bioensaios agudos, que apresentam menor duração. Já para a verificação de efeitos de médio a longo prazo, como a capacidade de reprodução ou de sobrevivência a doses moderadas, são feitos bioensaios crônicos (BARETTA *et al.*, 2019).

A aplicação de uma ou outra abordagem aos estudos ecotoxicológicos depende do objetivo do estudo. O biomonitoramento possibilita a visualização do quadro real de

contaminação em uma área, uma vez que se analisa os teores originais dos contaminantes através da coleta dos organismos *in situ*, detectando a real exposição destes aos agentes tóxicos. Os bioensaios, por outro lado, se dão em condições simuladas em laboratório que, portanto, são controladas e passíveis de replicação. Além disso, essa ferramenta permite a realização de um prognóstico de risco ambiental de uma área de interesse (ISO, 1993), bem como a simulação de cenários.

Os organismos usados em testes ecotoxicológicos não são elencados ao acaso. Para ser usada em testes laboratoriais, uma espécie precisa ser classificada como um *bioindicador*. Esse termo designa alguns organismos que, com base em sua ocorrência, quantidade e distribuição, são capazes de fornecer informações sobre a qualidade do meio onde estão inseridos (MARKERT *et al.*, 2003). Sua escolha é baseada em uma série de critérios, entre os quais: sensibilidade a perturbações; mobilidade limitada; baixa variabilidade genética; fácil amostragem; fácil identificação taxonômica; fácil cultivo em laboratório; relevância biológica; abundância; e etc (NEUMANN-LEITÃO & ELDEIR, 2009).

A escolha de um organismo-teste a ser utilizado em laboratório está sujeita a esses e outros parâmetros estabelecidos pelo pesquisador. Determinadas espécies têm se consolidado na avaliação de toxicidade em diversos ambientes. No quadro abaixo estão listadas algumas comumente utilizadas em laboratórios.

Quadro 2 – Espécies normalmente usadas como organismos-teste em ensaios ecotoxicológicos realizados em laboratório.

Ambiente	Grupo taxonômico	Espécie
Terrestre	Enquitréideos	<i>Enchytraeuds crypticus</i> , <i>Enchytraeuds albidus</i>
	Anelídeos	<i>Eisenia andrei</i> , <i>Eisenia fetida</i>
	Colêmbulos	<i>Folsomia candida</i>
Marinho	Microcrustáceos	<i>Tiburonella viscana</i> , <i>Artemia salina</i> , <i>Mysidopsis bahi</i>

	Peixes	<i>Menidia beryllina, Cyprinodon variegatus</i>
	Algas	<i>Phaeodactylum tricornutum, Asterionell japonica, Champia parvula</i>
Fluvial	Microcrustáceos	<i>Daphnia similis, Daphnia magna, Ceriodaphnia dubia, Hyalella azteca</i>
	Peixes	<i>Danio rerio, Poecilia reticulata, Lepomis macrochirus</i>
	Algas	<i>Chlorella vulgaris, Pseudokirchineriella subcaptata</i>

Fonte: Kapusta (2008); Cesar et. al., (2014).

Essas espécies são amplamente utilizadas em estudos de impactos ambientais ao redor do mundo. No entanto, é preciso considerar o fato de que as metodologias que estabelecem as condições de desenvolvimento dos testes são resultado de pesquisas desenvolvidas em países de clima temperado, com condições ambientais distintas das observadas nos trópicos. Dessa forma, um dos desafios para os pesquisadores consiste na adaptação dos métodos. Para isso é preciso selecionar bioindicadores representativos do ecossistema tropical, o que só pode ser feito a partir de um conhecimento mais amplo de sua biodiversidade (SISINNO *et al.*, 2015).

3.5.1. Minhocas como bioindicadores na ecotoxicologia terrestre

As minhocas são o organismo-teste mais utilizado em estudos de ecotoxicologia do solo (Niva *et al.*, 2016) . Esses organismos se mostram particularmente relevantes, pois desempenham uma série de atividades essenciais para a manutenção da qualidade do solo, como: decomposição de resíduos orgânicos e ciclagem de nutrientes; incremento da fertilidade do solo; melhora na estrutura; aumento da capacidade de infiltração e drenagem; transporte de nutrientes; dentre outros (BROWN & DOMÍNGUEZ,

2010). Além disso, as minhocas servem de alimento para diversos animais e podem atuar como veículos de biomagnificação de poluentes (REINECKE & REINECKE 2004).

Além da importância ecológica, a relevância das minhocas como bioindicador se justifica também pela sua sensibilidade a alterações no meio. Neste sentido, as minhocas, ao habitarem o interior do solo ao longo de todo o seu ciclo de vida, têm contato direto e intenso com qualquer substância adsorvida em suas partículas minerais ou dissolvidas na água intersticial (Cesar *et al.*, 2014). Uma vez que se alimenta da matéria orgânica assimilada à matriz do solo, as minhocas apresentam duas vias principais de exposição aos contaminantes – oral, através da ingestão de solo contaminado; e dérmica, pela absorção de substâncias através de seus tecidos epiteliais (VIJVER, 2003). A relativa facilidade de cultivo desses organismos – que possuem ciclo de vida longo e estrutura social simples, também é um fator que explica seu amplo uso na ecotoxicologia terrestre (BARETTA *et al.*, 2015).

3.5.2. Avaliação de risco ecológico

A estimativa de efeitos adversos que substâncias tóxicas possam exercer sobre um ecossistema é elaborada a partir da coleta, organização, e análise de dados sobre os receptores ecológicos expostos ao contaminante ou a mistura de contaminantes. A esse processo dá-se o nome de *avaliação de risco ecológico (ARE)*, que nos últimos anos tem sido adotada como uma ferramenta importante para a gestão ambiental e a tomada de decisão sobre lançamento de resíduos em ecossistemas aquáticos e terrestres. Essa avaliação é feita com base nos princípios da toxicologia ambiental e no conhecimento sobre a natureza físico-química dos agentes tóxicos e seu comportamento biogeoquímico no ambiente. Através do uso de modelos estatísticos, pode fornecer informações quantitativas que permitem a delimitação de áreas de acordo com sua vulnerabilidade (CESAR *et al.*, 2014).

Existem dois tipos de abordagem para o desenvolvimento de AREs, que são empregadas de acordo com o objetivo do projeto. Uma avaliação voltada ao diagnóstico do impacto ecológico de elementos presentes em um ambiente já exposto a contaminação constitui uma *análise retrospectiva*. A partir dela é possível formular critérios para uso e definir estratégias de remediação com o fim de reduzir os riscos a

biota. A segunda abordagem, a *análise prospectiva*, baseia-se na elaboração de um prognóstico sobre os possíveis impactos de uma exposição futura a determinado elemento ou composto tóxico. Para isso, são realizados testes com a exposição de bioindicadores a doses variadas da substância tóxica de interesse. A partir dos efeitos observados nessas espécies, é possível determinar o grau de toxicidade do contaminante, estabelecer concentrações-limite e vislumbrar cenários prognósticos de risco. Esse tipo de análise oferece suporte à elaboração de legislações e planos de manejo que indiquem níveis seguros de exposição do meio a certos elementos (VAN GESTEL, 2012; SEGAT, 2016).

Uma vez que a análise prospectiva busca fornecer informações para prevenir o impacto ecológico de uma contaminação, ela pode otimizar a resiliência do ecossistema frente a ameaças futuras. Dessa forma, vale destacar que a ecotoxicologia e a avaliação de risco baseadas em bioensaios permite o acesso à resposta biológica de espécies de interesse em condições simuladas em laboratório, dando suporte ao planejamento estratégico no âmbito de programas de preservação da biodiversidade. Dessa maneira, é possível inferir o potencial tóxico e o grau de risco que um elemento ou substância pode oferecer em um eventual cenário de comprometimento do ecossistema.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia adotada para este presente trabalho está sumarizada na Figura 6, que exhibe uma esquematização das etapas de desenvolvimento do trabalho. O trabalho se inicia com a etapa de geoprocessamento, que consistiu na simulação do cenário de transgressão marinha e que subsidiou a escolha da área e solos usados no estudo. Essa etapa é seguida pela amostragem de solos, da água do mar e a execução dos experimentos em laboratório. Tais experimentos consistem na caracterização física e química os solos coletados e realização de bioensaios com *Eisenia andrei* – utilizando amostras de solo salinizadas com água do mar Após essa etapa, o isolamento dos efeitos tóxicos dos principais constituintes do sal marinho (NaCl e Na₂SO₄) foi realizado através de bioensaios agudos com *E. andrei*. Por fim, realizou-se o tratamento estatístico dos dados supracitados para a determinação e compreensão da toxicidade do sal marinho para as minhocas.

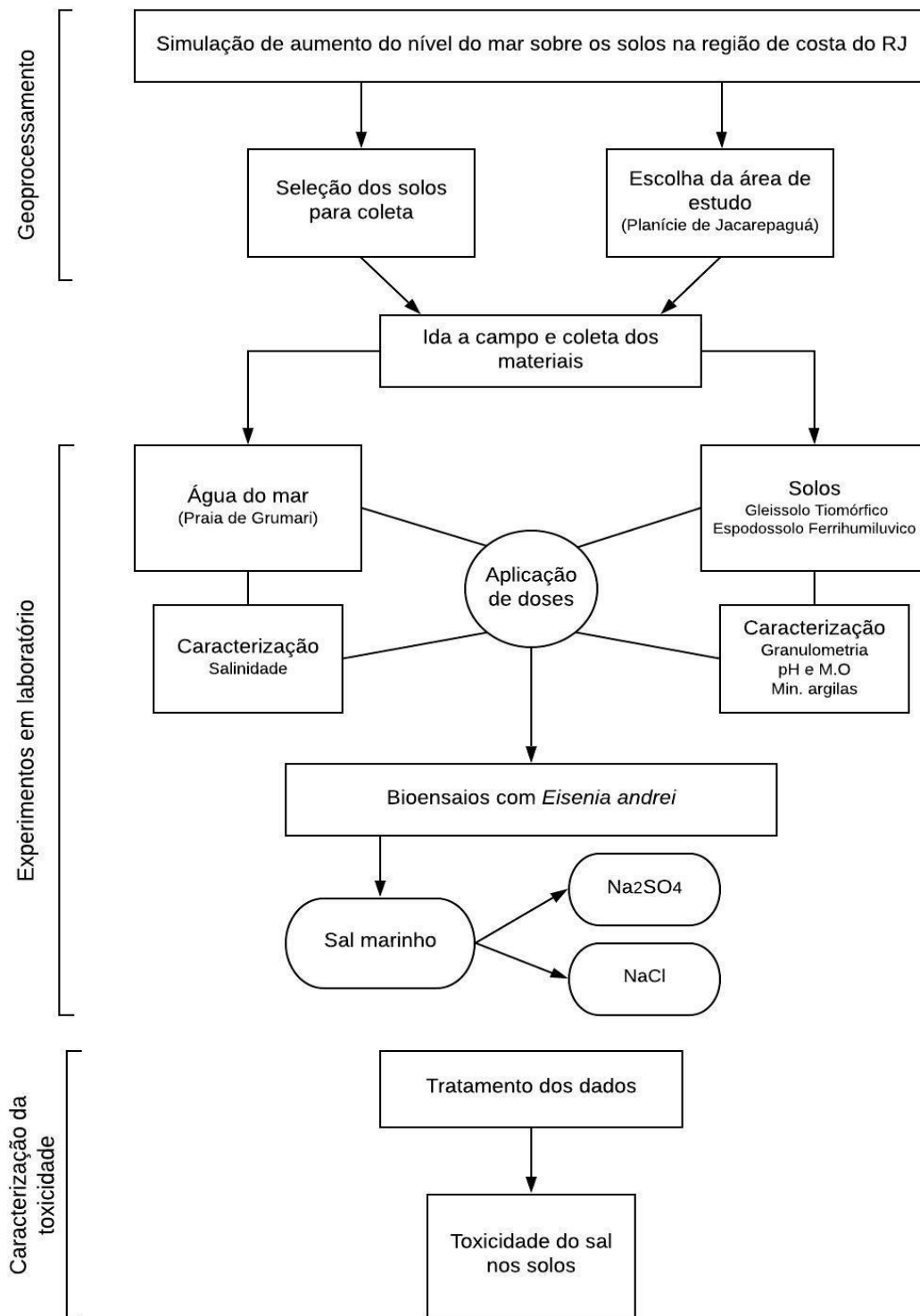


Figura 6 – Modelo esquemático da metodologia de trabalho empregada para a avaliação da toxicidade de sais marinhos em cenário de aumento do nível do mar na planície costeira de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ)

4.1. ESCOLHA DA ÁREA DE ESTUDO

A planície de Jacarepaguá foi definida como recorte para esta pesquisa. Esta área foi escolhida pois, além de se mostrar potencialmente afetada pela transgressão marinha, ela se mostra, do ponto de vista da evolução urbana, menos consolidada em relação a regiões de ocupação mais antiga – demandando por políticas de planejamento urbano e regional, incluindo programas de habitação e de conservação da biodiversidade. Dessa maneira, trabalhos prospectivos podem fornecer informações úteis a um imperativo e urgente ordenamento territorial.

4.1.1. Aspectos geológicos e fisiográficos

A baixada de Jacarepaguá está localizada na Zona Oeste do município do Rio de Janeiro e trata-se de uma região de aproximadamente 120 km², com relevo relativamente plano entremeado por morros e colinas de baixa e média altitude. Sua área é delimitada pelas montanhas e escarpas de dois maciços rochosos - o Maciço da Pedra Branca a oeste e o Maciço da Tijuca ao leste da bacia (figura 7). A formação dessa região, que mais precisamente trata-se de uma planície fluviomarinha, está relacionada às oscilações do nível do mar ao longo do período Quaternário.

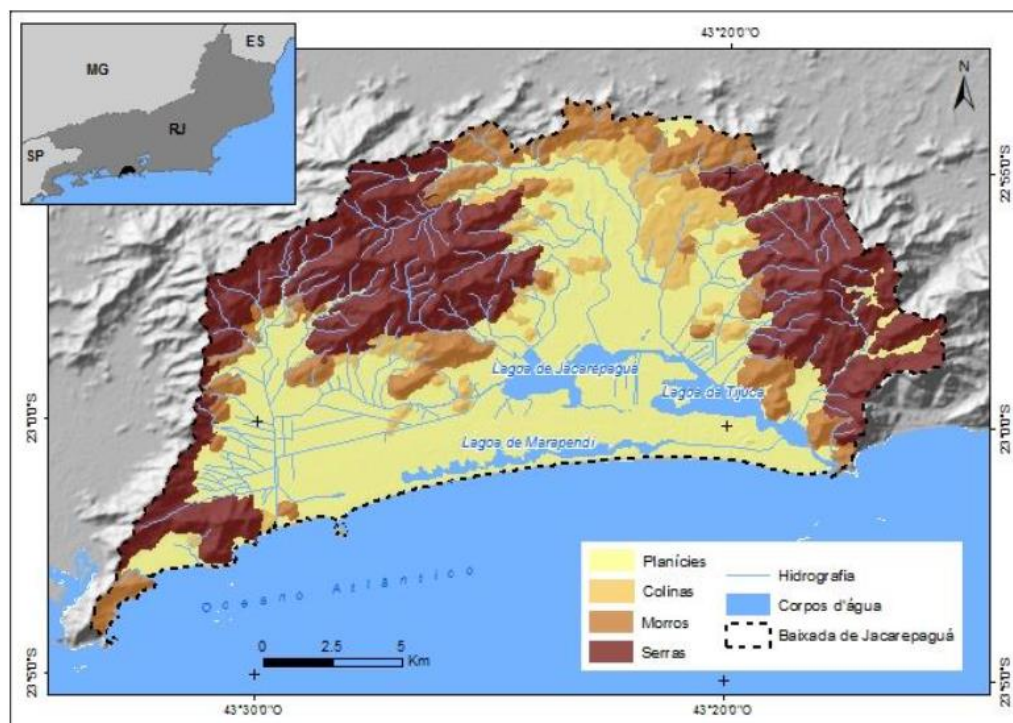


Figura 7 - Mapa geomorfológico Baía de Jacarepaguá, mostrando o domínio serrano, a baixada e as principais lagoas. Fonte: Silva *et al*, 2014.

Estudos apontam a ocorrência de dois eventos transgressivos, intercalados por momento de regressão marinha e que resultaram na atual configuração da região. Segundo Cabral (1979) e Maia *et al.*, (1984), há cerca de 17.000 anos B.P o nível do mar encontrava-se 120 metros abaixo que o atual, fazendo com que sedimentos erodidos das áreas mais altas da bacia (os maciços, compostos por granitos e gnaisses) fossem depositados nas áreas mais baixas, então descobertas. A fase transgressiva, que se deu durante o Pleistoceno e Holoceno (por volta de 5.100 anos atrás), causou a subida do nível do mar a cerca de 5 metros acima do atual e seu conseqüente avanço sobre o continente fez com que grande parte das bacias fluviais que haviam na região fossem inundadas, formando uma grande enseada.

Com a constante deposição de sedimentos pelas correntes marinhas, cordões de praias primitivas nas cotas mais altas se converteram em uma extensa ilha-barreira, que transformou a enseada em uma grande laguna. Após o máximo-transgressivo, iniciou-se uma fase regressiva que resultou na progradação da ilha-barreira, convertendo-a em restinga. Em um segundo período de transgressão marinha (3.5 – 3.8 mil anos atrás), partes dessa restinga foram rompidas, inundando as porções mais baixas e formando uma nova ilha-barreira. Por fim, no último estágio descrito por Maia *et al.* (1984), um último período de regressão provocou o retrabalhamento do material depositado, que foi carregado para o interior da laguna causando seu assoreamento. Conforme o nível do mar baixava, estas lagunas se transformavam em áreas pantanosas, onde se desenvolviam vastas turfeiras.

De acordo com Almeida (2011), a planície de Jacarepaguá configura um sistema relativamente isolado, com baixo aporte de sedimentos de outras regiões. Esses estágios de progradação e retrabalhamento devido a mudanças no aporte energético no ambiente são os principais responsáveis pelas camadas/depósitos sedimentares encontradas atualmente na região.

A planície costeira de Jacarepaguá está inserida no bioma da Mata Atlântica, que inclui os ecossistemas de restingas da região. Tais ecossistemas têm sido fortemente degradados pela rápida e desordenada expansão urbana, bem como pela disposição inadequada de resíduos tóxicos (lixo, por exemplo) e contaminação por esgoto

doméstico e resíduos industriais (MEIRELES, 2014). Programas efetivos que visem a preservação da biodiversidade da planície costeira são urgentes.

A sucessão de períodos de avanço no nível do mar e recuos, resultou na deposição de pacotes de areia e argila na planície costeira que, por sua vez, frequentemente funcionam como material parental para os solos locais. Neste sentido, Organossolos, Neossolos Quartzarenicos e Espodossolos, por exemplo, são abundantes na área de estudo (Figura 8). O clima da área é tropical úmido, sendo fortemente influenciado pela maritimidade e por chuvas orográficas (em função dos maciços circundantes) (Ab'Saber, 1977).

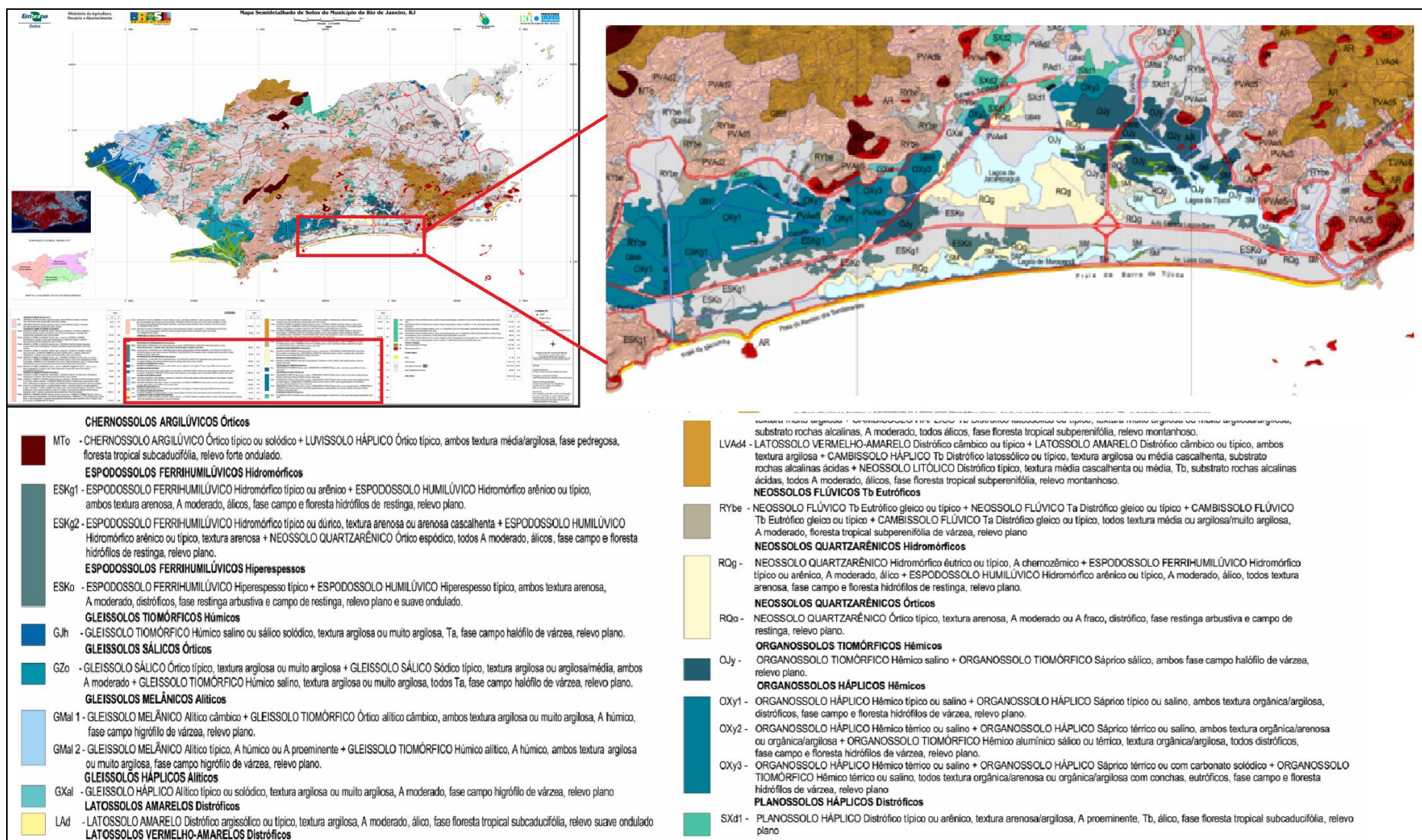


Figura 8: Mapa semidetalhado dos solos do município do Rio de Janeiro, com destaque (da autora) para a região da baixada de Jacarepaguá. Fonte: Embrapa solos, 2004.

4.2. SIMULAÇÃO DE AUMENTO DO NÍVEL DO MAR E SELEÇÃO DE CLASSES PEDOLÓGICAS

Para verificar quais solos correm algum risco de serem afetados por um eventual aumento no nível do oceano, foi necessário adotar um cenário e simular sua ocorrência através do uso de um software de geoprocessamento. A seguir, encontram-se detalhes sobre o cenário selecionado e as bases usadas para a simulação.

4.2.1. Previsões do IPCC e expectativa de progressão marinha

O IPCC, em seus relatórios acerca das pesquisas desenvolvidas sobre a mudança climática, adota projeções conhecidas como RCPs (*Representative Concentration Pathway*). Tratam-se de modelos de evolução das emissões de gases poluentes em escala secular e os respectivos cenários decorrentes. Existem quatro RCPs (RCP2.6, RCP4.5, RCP6, e RCP8.5) que descrevem desde uma expectativa mais otimista, de recuo das emissões, até uma projeção de contínuo aumento da liberação de gases poluentes na atmosfera, que resulta na previsão de uma mudança mais drástica. Considerando a falta de mobilização atual por parte dos países e da indústria global, optou-se por utilizar aqui o modelo mais pessimista de progressão (pior cenário de risco ecológico), o RCP8.5.

Para o RCP8.5, assume-se uma alta taxa de crescimento populacional, que resultaria em uma população de 12 bilhões no ano de 2100, aliada a um baixo avanço no desenvolvimento tecnológico. Em decorrência disso, a eficiência energética se manteria aquém do necessário, criando uma grande demanda, a ser suprida com combustíveis fósseis, uma vez que não se prevê nesse cenário um grande investimento na exploração de fontes renováveis de energia (figura 9). Adota-se a hipótese de que o esforço na diversificação da matriz energética em função do escasseamento de certos recursos, como o petróleo, se dará no sentido da exploração de combustíveis fósseis não convencionais e de jazidas de difícil acesso (Riahi *et al.*, 2011).

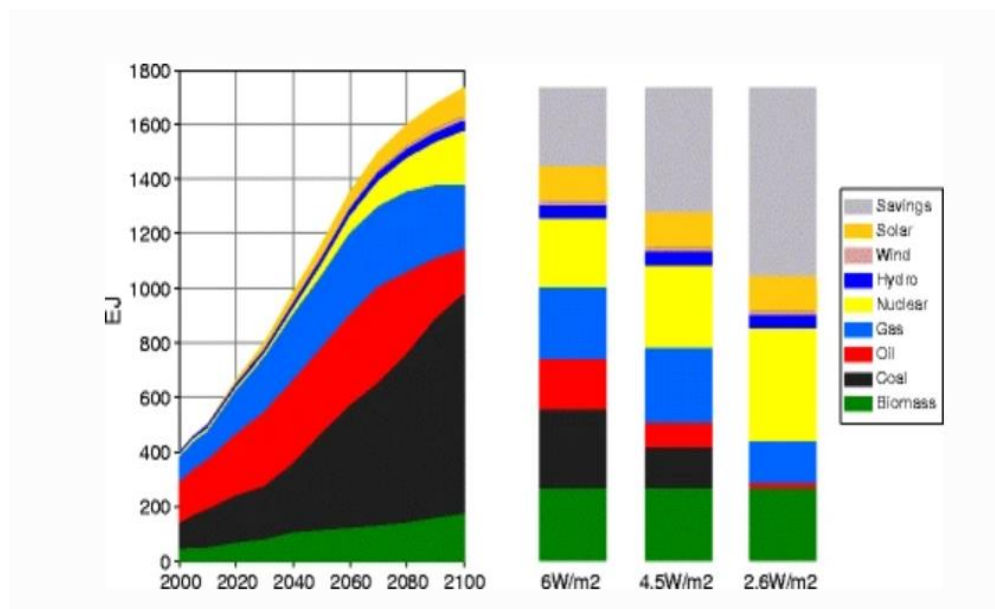


Figura 9 - Panorama do fornecimento global de energia primária previsto no RCP8.5 e comparação com os panoramas previstos para os RCPs 6, 4.5 e 2.6 no ano de 2100. Em cinza = economia; em amarelo = energia solar; em rosa = energia eólica; em azul = hidroenergia; em vermelho = petróleo; em preto = carvão; em verde = biomassa. Fonte: Riahi *et al.*, 2011.

Com base no referido percurso de desenvolvimento, os autores supracitados estabeleceram as expectativas de um aumento da temperatura média global em 3,7°C (variando entre 2,6°C e 4,8°C) até o final do século, com um aquecimento mais acentuado na região ártica. As mudanças esperadas nas taxas de precipitação também não se mostram uniformes. Em latitudes médias e regiões subtropicais de clima seco, a média de chuva deve cair, enquanto nas regiões úmidas das latitudes médias espera-se que ela se eleve. Eventos extremos de chuva devem se tornar mais intensos e frequentes nestas latitudes e nos trópicos úmidos (IPCC, 2014).

No oceano, a temperatura deve aumentar durante todo o século, especialmente em áreas subtropicais e no hemisfério norte. Enquanto o volume das geleiras deve se reduzir em 85% (excluindo as que se encontram na periferia antártica e na Groenlândia) e a superfície de permafrost recuar 81%, o nível do mar deve se elevar entre 45 cm e 82 cm, com variações regionais. Espera-se que 70% das linhas de costa pelo mundo testemunhe um aumento de aproximadamente 20% em relação à média global (IPCC, 2014).

4.2.2. Simulação de avanço do mar e dos solos afetados

Para determinar o efeito de um evento extremo de transgressão marinha na planície de Jacarepaguá, utilizou-se um trabalho realizado pelo Instituto Pereira Passos (IPP), onde projeta-se as áreas que seriam invadidas pela água em caso de subida do nível do mar (Mandarino e Arueira, 2012). No estudo em questão, foram utilizadas as cotas de 0,5 m, 1 m e 1,5 m. Em face dos dados publicados pelo IPCC, nesta pesquisa utilizou-se apenas a cota de 1 metro, por melhor aproximar-se do pior cenário possível (aumento de 82 cm).

Com o apoio de geotecnologias, projetou-se o avanço do mar sobre os solos da área costeira da cidade do Rio de Janeiro através da sobreposição do *shape* produzido por Mandarino e Arueira (2012) e o mapa semidetalhado dos solos do município do Rio de Janeiro, em escala 1:75000 disponibilizado pela Embrapa, no portal GeoInfo. Para isso, utilizou-se a ferramenta *merge* do software ArcGis (versão 1.10). Uma vez que as classes de solos afetadas foram identificadas, critérios foram aplicados para selecionar os solos que seriam coletados. Foram eles: a) a área total atingida; b) solos com teores mais baixos de sal em condições naturais; e c) a presença confirmada em campo de pedofauna.

4.3. AMOSTRAGEM DOS MATERIAIS

4.3.1. Solos

As classes de solo coletadas foram definidas conforme a simulação de transgressão marinha, tendo sido selecionadas os tipos de solo mais potencialmente vulneráveis à subida de nível do mar. As coletas foram realizadas nas baixadas de Jacarepaguá (Parque Chico Mendes) e Santa Cruz, em que os materiais foram amostrados com auxílio de trado e pá de plástico. Após a remoção do horizonte O e outros detritos superficiais, a amostragem foi realizada no horizonte A, onde constatou-se a presença de pedofauna (invertebrados de solo) (Figura 10). As classes de solo selecionadas (Gleissolo e Espodossolo) estão indicadas e justificadas na sessão de Resultados e Discussão.



Figura 10– Coleta de solo superficial (Espodossolo) no Parque Chico Mendes, Baixada de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ) (A); e constatação em campo de minhocas no horizonte A e O dos materiais (B e C).

4.1.1. Água do mar

A água do mar usada nos experimentos (para salinizar os solos) foi coletada na Praia de Grumari, no Rio de Janeiro. Essa localidade foi escolhida devido ao fato de estar inserido em um Parque Natural Municipal (Decreto 20.149) e, portanto, oferecer uma melhor qualidade de água em comparação a outras praias da cidade, mais expostas à contaminação por esgoto e resíduos sólidos. A coleta foi realizada no dia 05/09/2019, sob condições de chuva. A água foi armazenada em recipientes de vidro e mantida sob refrigeração a 5°C até seu uso nos experimentos, antes dos quais, o recipiente foi agitado para garantir sua homogeneização

4.4. CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS

4.4.1. Solos

4.4.1.1. Determinação granulométrica

A análise granulométrica do Gleissolo foi obtida através de dados secundários (VEZZONE *et al.*, 2020) de autores que trabalham com a mesma amostra. Haja vista a ausência desses dados para Espodossolo, a análise granulométrica foi efetuada com base no procedimento descrito em Embrapa (1997) – o mesmo utilizado por Vezzone *et al.*, (2020). O processo consiste em colocar 20g de solo em um copo plástico com 100 ml de água e 10 ml de hidróxido de sódio e deixar em repouso por uma noite. Então, deve-se levar a amostra a um agitador por 15 minutos. A amostra agitada deve passar por uma peneira de 0,053 mm que retém a fração areia enquanto o silte e a argila são depositados em um cilindro de vidro de 1000 ml que deve ser completado com água destilada para que ocorra a decantação de parte desse material.



Figura 11 – Amostras de granulometria na proveta de 1000 ml.

Por fim, a solução deve ser agitada para fins de homogeneização e sua temperatura deve ser medida para verificação do tempo de sedimentação definido no manual. Após o tempo determinado, deve-se recolher 50 ml de amostra com o auxílio de uma pipeta e levar esse material à estufa para secagem completa e pesar para determinar a massa de argila e silte da amostra. É necessário a realização de uma prova em branco, sem a amostra de solo, para que a massa do dispersante possa ser descontada do registro final. A determinação da fração areia é feita a partir da pesagem do material retido na peneira.

4.4.1.2. Densidade de Partículas

A densidade de partículas é determinada a partir da divisão da massa da amostra seca por 6 horas na estufa pelo seu volume. Este volume é aferido depositando 20g de solo seco em um balão volumétrico de 50 ml e então completando o balão com álcool etílico. A diferença entre o volume do balão e o volume de álcool gasto para completa-lo representa o volume da amostra (Equação I).

$$\text{Densidade Real (g/cm}^3\text{)} = \text{peso da amostra seca(g)} / 50 - \text{volume de álcool gasto} \quad \text{Equação I}$$



Figura 12 - Visão panorâmica do ensaio de determinação da densidade de partículas do solo.

4.4.1.3. Determinação da capacidade de retenção de água (CRA)

Para determinar a capacidade de retenção de água (CRA) do solo, pequenos tubos de aproximadamente 10 cm (com uma de suas extremidades vedada por papel filtro) foram preenchidos com solo. Os tubos foram pesados antes e depois da adição dos sedimentos para que seu peso possa ser descontado do valor final. Os tubos foram deixados imersos até a metade em água por 3 horas para que o solo atingisse o ponto de saturação, conferido pelo surgimento de “língua” de água na superfície do solo. Após escorrimento do excesso de água, os tubos tiveram seu peso novamente anotado para então ser levados à estufa a 180°C por 24 horas (figura 13). Após serem novamente pesados, a CRA foi calculada a partir da diferença entre o peso do solo seco e saturado.



Figura 13 - Visão panorâmica do ensaio de determinação da capacidade de retenção de água (CRA).

4.4.1.4. Determinação do carbono orgânico total (COT)

A determinação do COT foi baseada na pirólise de 0,25 g de amostra previamente descarboxada com o emprego de ácido clorídrico (HCl), para remoção do carbono inorgânico (EMBRAPA, 1997). O teor de COT foi determinado em um equipamento LECO – SNS, na Coordenação de análises minerais do Centro de Tecnologia Mineral (CETEM).

4.4.2. Água do mar

4.4.2.1. Determinação da Salinidade

Para determinação do conteúdo de sal na água do mar, coletou-se 200 ml de água utilizando-se pipeta (em duplicata), que foi deixada em um becker na estufa a 105° C por uma noite para sua evaporação. Após a evaporação da água, o sal remanescente foi pesado e quantificado por gravimetria.

4.5. ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS

A metodologia deste contemplou o emprego de ensaios ecotoxicológicos com minhocas (*Eisenia andrei*) em distintas classes de solos contaminadas com sal marinho, cloreto de sódio (NaCl) e sulfato de sódio (Na₂SO₄). Os testes com NaCl e Na₂SO₄ consistem na tentativa de isolamento dos efeitos tóxicos desses dois principais componentes do sal marinho (MILLERO *et al.*, 2008), de forma a possibilitar uma

avaliação mais sólida da ecotoxicidade. O NaCl e Na₂SO₄ utilizados para contaminar os solos eram ultra-puros (P.A), da marca Herzog.

4.5.1. Bioensaios com minhocas (*Eisenia andrei*)

4.5.1.1. Cultivo dos organismos

As minhocas da espécie *Eisenia andrei* utilizadas nos ensaios foram cultivadas no Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos (LECOTOX) do Departamento de Geografia da UFRJ (Figura 14). Os organismos são mantidos em caixas plásticas fechadas que possuem orifícios telados para aeração. Essas caixas são preenchidas com esterco de cavalo adquirido em uma fazenda orgânica localizada no bairro de Pedra de Guaratiba, no Rio de Janeiro. Os animais desse local não recebem nenhum tipo de medicação ou tratamento hormonal, o que previne a interferência de substâncias desse tipo nos resultados obtidos. Antes de ser usado, o esterco é deixado ao ar livre para a evaporação da ureia contida nele. Também são realizados dois ciclos de congelamento do material, o que objetiva a eliminação de qualquer fauna invasora (desfaunagem), inclusive minhocas que não pertençam à cultura.



Figura 14 - Cultura de minhocas do Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos.(LECOTOX – UFRJ) (A); aspecto de minhoca adulta (com clitelo aparente) da espécie *Eisenia andrei* (B).

Ao ser colocado nas caixas, o esterco é umedecido com água destilada até 40% a 60% de sua capacidade de campo. Após a introdução dos organismos, as caixas são dispostas em prateleiras em ambiente com iluminação constante e temperatura controlada (aprox. 18-22°C). A alimentação é suplementada através do uso de aveia cozida, que é servida uma vez por semana em cada caixa. A umidade do substrato é

verificada e ajustada a cada quinze dias. Para a realização dos bioensaios, foram selecionados indivíduos adultos com clitelo desenvolvido e peso entre 0,3g e 0,6g.

4.5.1.2. Bioensaio agudo com *Eisenia andrei*

O bioensaio agudo é realizado ao longo de 14 dias durante os quais 10 indivíduos adultos de peso similar são expostos a doses determinadas do contaminante em um recipiente preenchido com 500g de solo. O teste é realizado em quadruplicata, em um total de 40 organismos por dose (10 organismos por cada réplica). Antes do início do teste, os animais precisam ser previamente separados e acondicionados em recipientes contendo papel absorvente umedecido, durante 24h, para expelir seu conteúdo intestinal. A umidade das amostras é mantida entre 40% e 60% da capacidade de retenção de água (CRA), sendo aferida e ajustada a cada três dias. Durante os 14 dias de ensaio, as minhocas são mantidas em incubadora, à temperatura de 18-22°C e fotoperíodo de 16h de luz e 8h de escuridão. Ao final do teste, os organismos sobreviventes são contados, deixados novamente em purgação por 24h e então pesados para a aferição de variações na biomassa (ASTM, 2004).

As doses usadas nos bioensaios com sal marinho foram inicialmente baseadas em Vezzone *et al.* (2018), que estudaram a toxicidade de sais marinhos em Latossolos e Chernossolos usando bioensaios agudos com *E. andrei*. Com base naqueles gradientes de dose de sal, ensaios preliminares foram realizados em solos artificiais, de modo a subsidiar estratégias de doses a serem aplicadas em solos reais (visando minimização do desperdício de solos e de organismos). Dessa forma, as doses aplicadas para este bioensaio agudo preliminar foram: 1g, 2g, 3g, 4g, 5g, 6g, 7g, 8g, 10g e 12g.

As doses de NaCl e Na₂SO₄ utilizadas nos bioensaios foram baseadas nos resultados obtidos com o sal marinho, tendo sido privilegiadas dosagens semelhantes para fins de comparação. Quando necessário, dosagens maiores ou menores foram aplicadas afim de se encontrar um gradiente satisfatório de efeitos. No caso do Na₂SO₄, foi realizado ensaio somente o solo de maior toxicidade em ensaio com sal marinho.

Após a realização dos testes de 14 dias, foi realizado um teste de exposição crônica (mais prolongada), com duração de 28 dias, para a observação de efeitos

provocados em um período de exposição mais amplo. Esse teste foi realizado apenas com o sal marinho pois é o principal contaminante de interesse. Para execução deste ensaio, foi utilizado somente a classes de solo de maior toxicidade aguda com sal marinho (pior cenário). O gradiente de dose usado neste teste de 28 dias de exposição foi estabelecido de acordo com o resultado obtido nos testes de 14 dias, de forma a aplicar doses que não causaram efeito de morte significativa sob exposição aguda.

De acordo com Owojori *et al.* (2014), a reprodução de minhocas é altamente sensível a sais e que, dessa forma, para fins de avaliação de toxicidade, avaliar efeitos letais e de biomassa é mais produtivo do que o enfoque nos efeitos sobre a reprodução. Dessa forma, ao final do ensaio de 28 dias de exposição, foram avaliados somente os efeitos letais e de variação de biomassa dos organismos adultos sobreviventes.



Figura 15 - Bioensaio agudo montado; b) pesagem das minhocas; c) secagem das minhocas em papel absorvente.

4.5.1.3. Bioensaio de comportamento (fuga) com *Eisenia andrei*

O bioensaio de fuga (em inglês, *avoidance test*) tem duração de 48h, nas quais os organismos são mantidos em um recipiente preenchido com porções iguais de solo contaminado e amostra controle (sedimento não contaminado) para determinação do grau de repelência do contaminante. O ensaio foi executado com três (3) réplicas contendo 10 organismos adultos. O teste é mantido em incubadora a 22°C e ciclos de 16h de luz e 8h de escuridão e realizado com três réplicas montadas em recipientes com volume de 2 litros. No momento do preenchimento do recipiente-teste com solo, posiciona-se uma pequena divisória exatamente no meio para evitar que as amostras se misturem (figura 16) e para garantir dois sub-compartimentos de áreas aproximadamente

equânimes. Após a disposição dos solos no recipiente-teste, a divisória é retirada e as minhocas são depositadas na interface dos solos, para livremente para transitarem entre ambos. Ao final do teste, contabiliza-se o número de indivíduos em cada sessão de solo. Se o número de indivíduos no solo/sessão contaminado for inferior a 20%, considera-se que este solo tem “capacidade de habitat limitada” (ISO, 2008).

Estes ensaios foram realizados somente para caracterização da ecotoxicidade do sal marinho. As doses de sal aplicadas foram baseadas nos resultados obtidos nos ensaios agudos, de forma que foram prioritariamente testadas dosagens que não causaram efeito letal agudo.

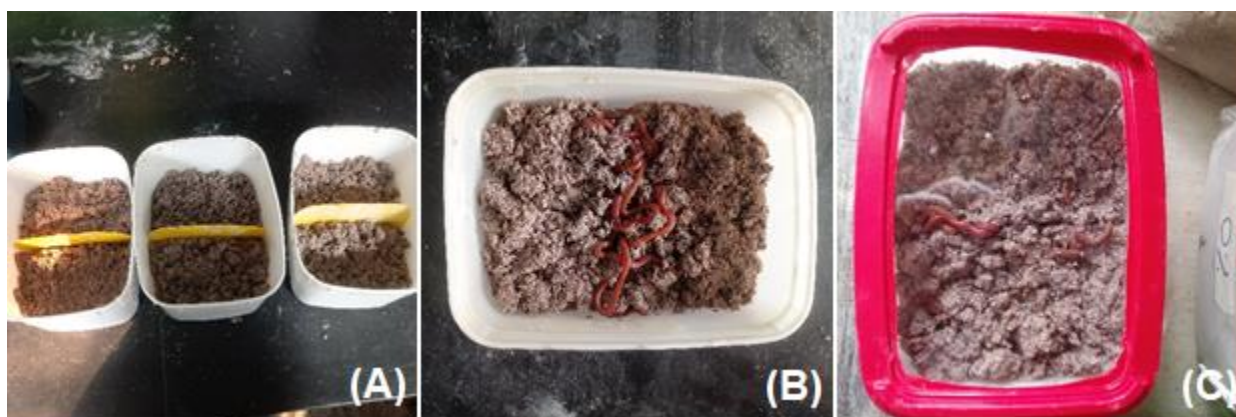


Figura 16 - a) Sedimento depositado nas réplicas, nota-se a presença da divisória entre as amostras. b) minhocas penetrando nos sedimentos. C) parcela fechada com plástico filme.

4.5.1.4. Bioensaio agudo em papel de contato com *Eisenia andrei*

O bioensaio agudo com papel de contato consiste na exposição direta dos organismos a uma solução composta de diferentes dosagens/diluições do contaminante em água destilada por 72 horas. Nesta pesquisa, utilizou-se diluições de 10%, 20%, 30%, 40%, 50% e até 75% de água salgada. A solução é usada para umedecer o papel de filtro (dimensões de 13 cm x 5 cm e 2 ml de solução) que é acomodado às paredes de um becker de 50 ml. Após essa etapa, uma (1) minhoca é acomodada no interior do becker, em contato com a solução (figura 17). O recipiente é vedado utilizando-se papel filme afixado com elástico e são feitos alguns furos com alfinete para a entrada de ar. Os beckers são mantidos na horizontal para garantir que o organismo mantenha contato com o papel. Cada dose é testada em 10 réplicas, contendo uma (1) minhoca. O teste é

mantido em incubadora a 18-22°C e total escuridão. Ao final do teste, conta-se o número de organismos sobreviventes.



Figura 17 - Minhoca (*Eisenia andrei*) acomodada no interior de um becker de 50mL, para teste agudo de papel de contato

4.6. ANÁLISE ESTATÍSTICA

A estimativa da dose de sal marinho, NaCl e Na₂SO₄ capaz de provocar a mortalidade e fuga de 50% (CL₅₀ para morte; CE₅₀ para fuga) dos organismos-teste foi realizada utilizando a análise de Probit. Os valores de CL₅₀ e CE₅₀ foram expressos em gramas de sal adicionado ao solo (g/kg). Para além da CL₅₀ e CE₅₀, os resultados foram expressos em CEO e CENO. O CENO (concentração de efeito não observado) corresponde a mais alta dose aplicada que não causou efeitos aos organismos. O CEO (concentração de efeito observado) consiste na dose mais baixa aplicada que causou efeito significativos aos animais.

No caso do teste agudo, a significância das diferenças de mortalidade obtidas em cada tratamento e a amostra controle (solo sem adição de sal) foram avaliadas com o auxílio de ANOVA ("*one way analysis of variance*") seguida de um teste Dunnet (post hoc). Para o teste a fuga, a significância das referidas diferenças foi avaliada com base no Fisher Exact Test (ZAR, 1998; NATAL-DA-LUZ *et al.* 2009).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. SIMULAÇÃO DA TRANSGRESSÃO MARINHA E DOS SOLOS AFETADOS

As figuras 18 e 19 exibem a distribuição espacial da inundação em função do aumento do nível do mar na baixada de Jacarepaguá, com foco nas três classes de solos

mais impactadas pela transgressão marinha. Para além das áreas próximas a linha de costa, vale destacar as inundações previstas em zonas para dentro da planície costeira – haja vista o prognóstico de transbordamento das lagoas do complexo lagunar de Jacarepaguá, bem como dos sistemas fluviais que drenam para essas lagoas. Neste sentido é importante ressaltar que o sistema lagunar e os rios que compõem a paisagem da baixada de Jacarepaguá são altamente contaminados com esgoto doméstico e rejeitos industriais, além de sofrerem com intenso processo de assoreamento (DE CARVALHO, 2013).

Avanço do nível do mar sobre solos na planície de Jacarepaguá

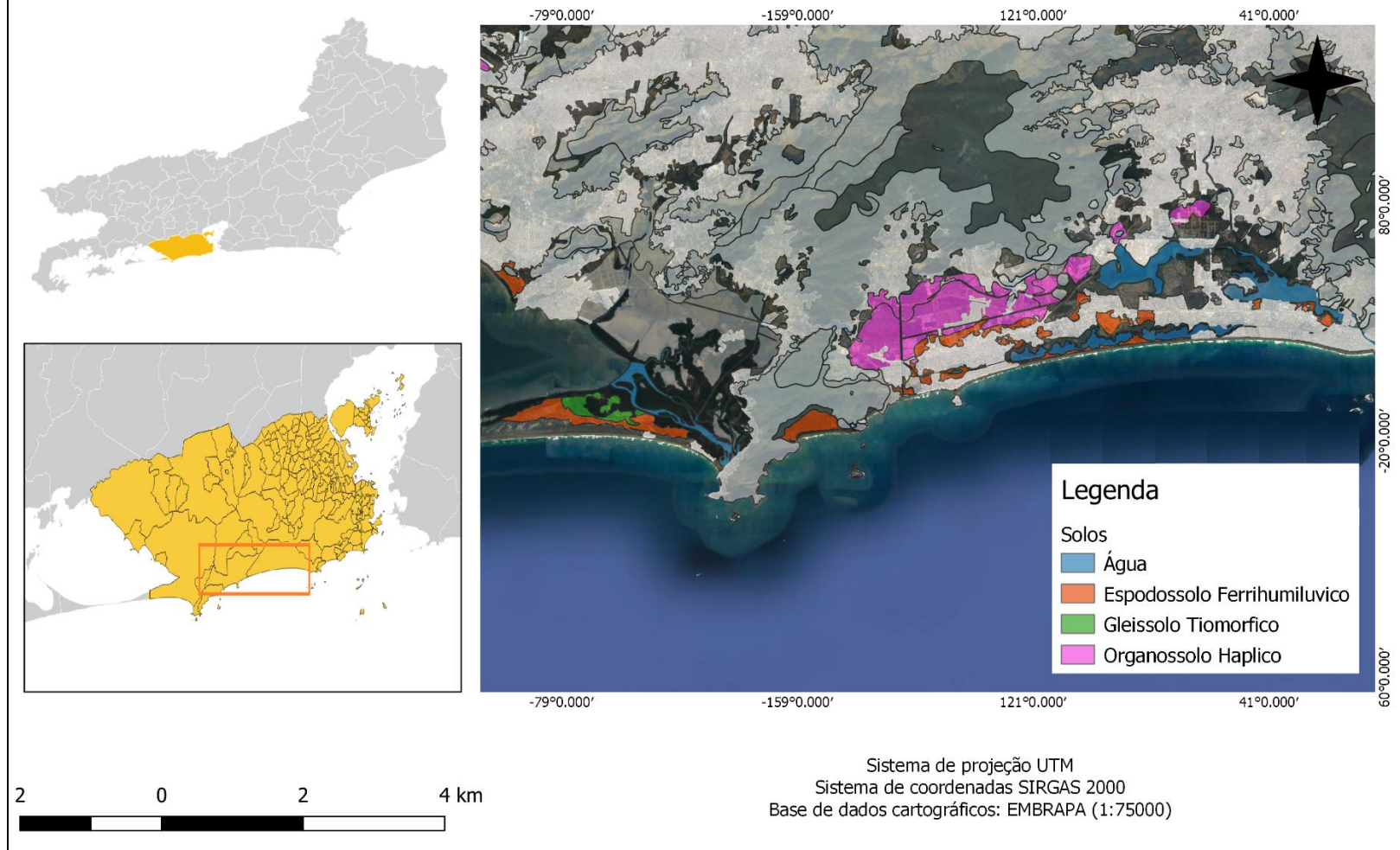


Figura 18: Mapa da localização das manchas de Espodossolo, Gleissolo e Organossolo na Baixada de Jacarepaguá.

Avanço do nível do mar sobre solos na planície de Jacarepaguá

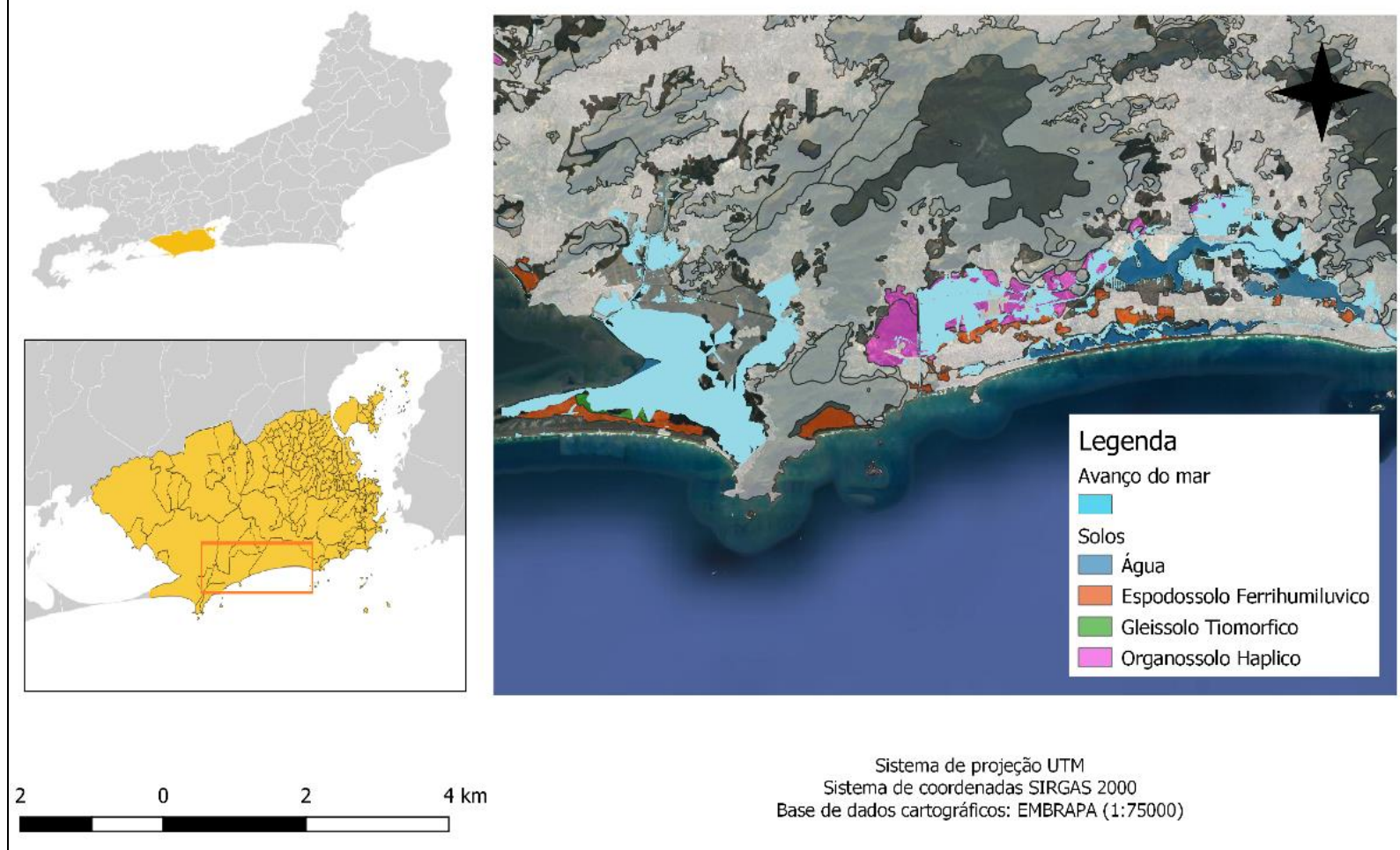


Figura 19 - Mapa do avanço da água do mar sobre os solos da Baixada de Jacarepaguá. Baseado em estudo de Mandarino e Arueira (2012).

Considerando um cenário de aumento do nível do mar, a dragagem das lagoas e dos sistemas fluviais da baixada de Jacarepaguá se mostra urgente e estratégica no sentido de minimizar os efeitos potenciais das inundações e enchentes – tendo em vista que sistemas aquáticos assoreados são mais intrinsecamente vulneráveis a inundações. Uma vez que os referidos corpos hídricos estão impactados por rejeitos industriais e esgoto, para além da problemática da salinização dos solos, eventos extremos de transgressão marinha podem induzir a contaminação dos solos com metais pesados, hormônios, medicamentos, patógenos fecais, entre outros agentes tóxicos. Esta constatação torna ainda mais importante e urgente a execução de obras de dragagem e estabelecimento de programas de recuperação ambiental do complexo lagunar e de suas bacias hidrográficas. Por fim, é preciso assinalar que a presente estimativa de transgressão marinha está baseada apenas nas cotas topográficas da região, conforme estudo prévio efetuado por Mandarinó e Arueira (2012), e que outros trabalhos podem empregar parâmetros adicionais e, por consequência, identificar outras áreas de vulnerabilidade.

Levando-se em conta a área total atingida pela inundação (~ 77.354 Km² - Anexo 1), os solos mais impactados pela subida do nível do mar são o Organossolo Háplico (12,02%), Gleissolo Tiomórfico (9,46%) e Espodossolo Ferrihumiluvico (2,26%) – sendo o primeiro o de maior expressão espacial. Para a execução deste trabalho, foram amostrados somente o Gleissolo e o Espodossolo. A amostra de Espodossolo foi coletada no Parque Chico Mendes (por se tratar de uma reserva ecológica e, portanto, supostamente mais livre de contaminações) (23°1'24.043"S; 43° 28'16.824"W), enquanto o Gleissolo foi coletado na baixada de Santa Cruz (22°52'16.41"S; 43°42'47.08"W) por Vezzone *et al.* (2019). É importante ressaltar que esse Gleissolo não é o mesmo observado na área de estudo (Baixada de Jacarepaguá) e, portanto, oferece informações limitadas sobre os impactos decorrentes da salinização dessa área. As razões que justificam a escolha das referidas classes pedológicas estão baseadas:

- (i) nas dificuldades impostas pela pandemia de COVID-19 no que se refere a realização de trabalhos de campo;
- (ii) no fato de o Espodossolo ser de textura predominantemente arenosa e, portanto, tem baixo potencial de troca catiônica e baixa superfície

- específica de contato, aumentando a biodisponibilidade dos sais (o que possibilita a simulação do pior cenário de risco ecológico); e
- (iii) ao fato de já haver disponível, em laboratório, amostras de Gleissolo coletadas na baixada de Santa Cruz, por *Vezzone et al. (2020)* – utilizadas neste trabalho.

5.2. CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS

A tabela 2 apresenta alguns aspectos físicos e químicos das amostras de Gleissolo e Espodossolo coletadas neste trabalho. Vale ressaltar que, no caso do Gleissolo, os dados (com exceção da densidade de partículas) foram copiados de *Vezzone et al. (2020)*, que caracterizou a mesma amostra usada neste trabalho.

Tabela 2 – Aspectos físicos e químicos das amostras de Gleissolo e Espodossolo utilizadas neste trabalho.
DI = dado indisponível.

PARÂMETRO		GLEISSOLO	ESPODOSSOLO
Granulometria	Argila (%)	5,6	1,1
	Silte (%)	68,4	0,7
	Areia (%)	25,9	98,2
pH	em H ₂ O	6,95	DI
COT (%)		4,88	0,021
Condutividade elétrica (µS/cm)		735	DI
Salinidade (g/kg)		0,47	DI
CRA (%)		56,72	32,86
Densidade (g/cm ³)			2,51

A granulometria do Espodossolo, como esperado, é extremamente grosseira (predomínio de fração areia), haja vista que esses solos são formados a partir de material parental constituído de sedimentos marinhos quaternários depositados na planície costeira quando da oscilação do nível do mar (MAIA *et al.*, 1984). O Gleissolo, por outro lado, exibe textura mais fina, com predomínio da fração silte, tendo sido formados a partir de sedimentos fluviomarinhas de granulometria mais fina.

O teor de COT no Espodossolo foi muito baixo (0,021%), um reflexo de sua granulometria arenosa e mineralogia quartzosa. Em contraste, o Gleissolo tem alto teor de COT, uma consequência de seu ambiente de formação, ou seja, áreas planas e que exibem condições mais anóxicas, inibindo a degradação da matéria orgânica (SANTOS *et al.*, 2018). Neste sentido, vale ressaltar que esses Gleissolos são intensamente utilizados em atividades agrícolas na baixada de Santa Cruz, devido ao seu alto teor de matéria orgânica e nutrientes. Tendo em vista os baixos teores de matéria orgânica e alto percentual de areia encontrados no Espodossolo (o oposto do Gleissolo), os valores de densidade de partícula em Gleissolo foram maiores que no Espodossolo. O valor de densidade obtido em Espodossolo ($2,51 \text{ g/cm}^3$) é um reflexo de sua mineralogia predominantemente quartzosa, visto que a densidade do quartzo corresponde a $2,65 \text{ g/cm}^3$ (GUZZO, 2008).

Em concordância com seu alto teor de areia (baixa superfície específica de contato) e baixa concentração de matéria orgânica, o valor de CRA obtido para o Espodossolo (32,86%) foi mais baixo que o encontrado para o Gleissolo (56,72%). Em solo artificial, com 70% de composição de areia de quartzo, o valor de CRA foi 36,77%, ainda ligeiramente mais alto que o Espodossolo. Vezzoni *et al.* (2020), ao determinarem a CRA de amostras de Latossolo e Chernossolo, encontraram valores de 39,65% e 50,48%, respectivamente. O valor em Chernossolo pode ser considerado alto e é próximo ao observado em Gleissolo, devido à ocorrência de argilominerais do tipo 2:1 em ambas as classes de solo e, ainda, à alta concentração de matéria orgânica no Gleissolo. Neste contexto, Vezzoni *et al.* (2020) apontam, no âmbito da mineralogia da fração argila desta amostra de Gleissolo, a ocorrência de caulinita (78,6%), illita (11,9%), vermiculita (5,5%) e gibbsita (4%). Por fim, a CRA encontrada em Espodossolo pode ser

considerada baixa, sobretudo quando comparada a estes valores observados encontrados para outras classes de solo.

No que se refere à salinidade, o valor encontrado para Gleissolo pode ser considerado elevado em comparação a outras classes de solos coletados na cidade do Rio de Janeiro, como Latossolo (salinidade = 0,064 g/Kg) e Chernossolo (salinidade = 0,106 g/Kg). Em virtude da pandemia da COVID-19, a salinidade do Espodossolo ainda será determinada em trabalhos futuros, mas espera-se a ocorrência de um valor relativamente alto em comparação a outras classes de solos tropicais – haja vista que o material parental dos Espodossolos são sedimentos marinhos quaternários.

A determinação da concentração de sal marinho na água do mar, coletada em Grumari, foi de 41,9 g/L. Este foi o valor de salinidade foi considerado quando da contaminação dos solos com sal marinho.

5.3. AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE DO SAL MARINHO

Nesta seção, serão apresentados os resultados referentes aos ensaios agudo e de fuga utilizando solos acrescidos de água do mar, além do teste agudo de papel de contato. Serão descritos aqui somente os dados ecotoxicológicos, sendo sua interpretação mostrada no sub-item *Panorama geral dos resultados*.

5.3.1. Bioensaios em solos artificiais

5.3.1.1. Bioensaios agudo com papel de contato

Os resultados referentes ao estudo da toxicidade aguda da água do mar através do teste de papel de contato estão indicados na figura 20. Doses $\geq 50\%$ não foram capazes de causar morte significativa aos organismos expostos, enquanto a dosagem de 75% provocou a morte de todos os indivíduos. Este teste agudo avalia, por excelência, a toxicidade associada unicamente à exposição dérmica do organismo e, contudo, não pareceu ser uma ferramenta sensível, posto que somente uma alta dosagem causou efeito aos organismos. Contudo, diversos autores apontam o sal como um elemento de *stress* para a saúde das minhocas, principalmente quando estes organismos são expostos a resíduos salinos - por exemplo, sedimentos de dragagem, resíduos de

mineração de bauxita, água produzida, entre outros (BIANCHI, 2013; MONTE *et al.*, 2018; NIEMEYER *et al.*, 2020).

Em trabalhos futuros, recomenda-se a utilização de um volume maior de solução quando da execução do experimento, visando amplificar os efeitos tóxicos do sal sobre o organismo através da intensificação da exposição dérmica. O teste agudo de papel de contato pode ser utilizado com soluções de lixiviados de solos (CESAR *et al.*, 2012), o que, portanto, requer uma massa pequena de solo e um tempo curto de duração – demonstrando alto potencial de aplicação deste método na avaliação da toxicidade dos solos. Neste contexto, sugere-se também que, em trabalhos futuros, lixiviados de solos contaminados com água do mar sejam utilizados neste tipo de bioensaio, afim de investigar a influência potencial das propriedades das classes pedológicas na disponibilidade de sais para a água intersticial do solo – cuja concentração é essencial para a compreensão da toxicidade do sal marinho via exposição dérmica para minhocas (VIJVER *et al.*, 2003).

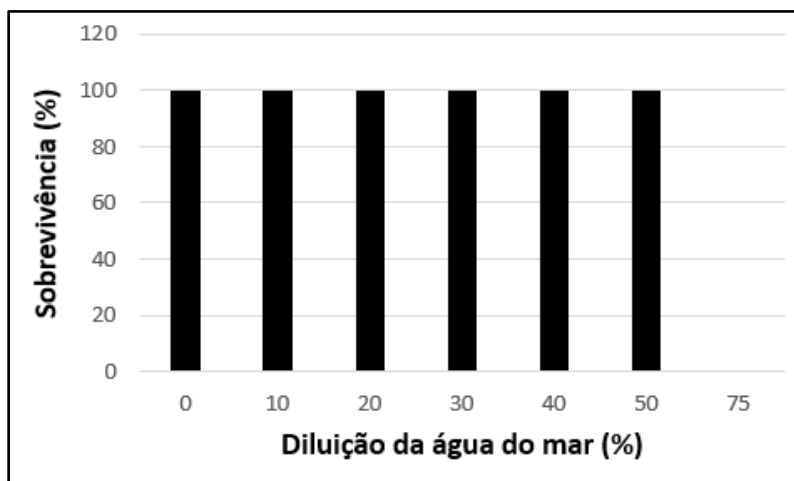


Figura 20 – Sobrevivência dos indivíduos da espécie *Eisenia andrei* após exposição de 72h a soluções com diferentes concentrações de sal marinho (diluições da água do mar).

5.3.1.2. Bioensaio agudo

A determinação dos efeitos letais e de variação de biomassa após a exposição aguda a solos artificiais salinizados com água do mar está demonstrada na figura 21. Os dados indicam que doses ≥ 6 g/kg foram capazes de causar efeitos letais significativos aos organismos testados, enquanto na dosagem de 6,5 g/kg todos os organismos

morreram ($CL_{50} = 5,7$ g/kg). Os resultados de variação de biomassa mostraram que houve incremento da biomassa dos organismos para as dosagens de 2, 3, 4, 5 e 6 g/kg. A dose de 1 g/Kg foi a única que não exibiu diferença significativa em relação ao controle do experimento (0 g/kg; solo artificial sem adição de sal). O incremento da biomassa corporal dos animais de 2 para 3 g/kg foi o mais expressivo ao longo do gradiente de dose aplicado (ganho de quase 15% de massa).

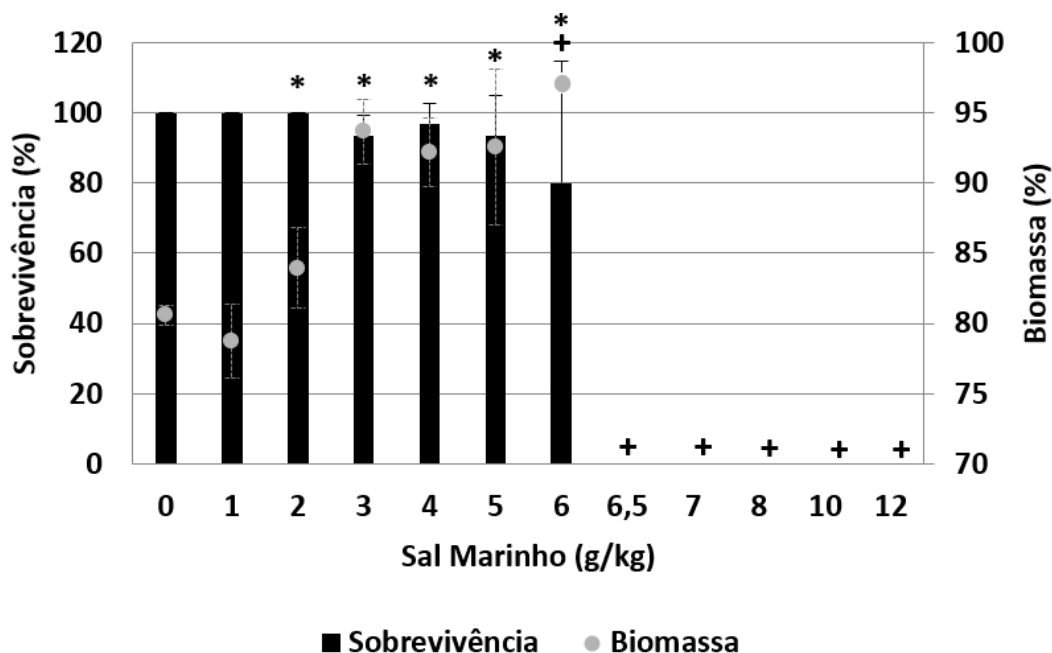


Figura 21 - Sobrevivência dos indivíduos de *Eisenia andrei* expostos por 14 dias a um gradiente de dose de sal marinho em solos artificiais. * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle.

5.3.1.3. Bioensaio de fuga

Os resultados referentes ao teste de fuga utilizando solos artificiais salinizados com água do mar estão demonstrados na figura 22. Respostas de fuga significativas foram encontradas para todas as dosagens estudadas, com exceção da dose de 0,5 g/kg. Doses ≥ 1 g/kg indicaram “função de habitat limitada” (ISO, 2008), visto que excederam o valor de 80% de fuga dos organismos. Curiosamente, na menor dose testada a maior parte dos organismos mostraram preferência significativa pelo solo contaminado, em detrimento do controle (solo artificial sem adição de sal).

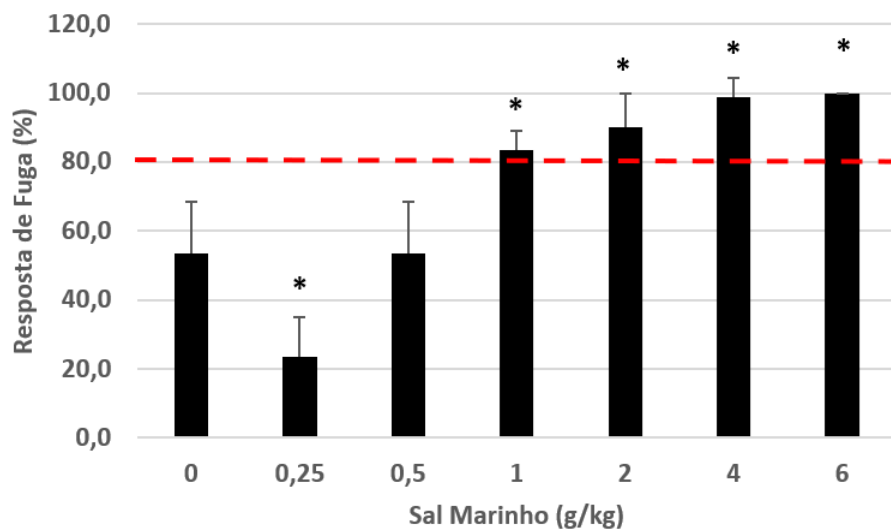


Figura 22 - Respostas de fuga de indivíduos *Eisenia andrei* expostos por 48 horas a solos artificiais tratados com um gradiente de dose de sal marinho. * = resposta de significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). Nota: a linha tracejada representa o limite para a perda de função de habitat do solo (ISO, 2008).

5.3.2. Bioensaios com Gleissolo

5.3.2.1. Bioensaio agudo

Os resultados referentes à determinação da ecotoxicidade aguda do sal marinho em Gleissolo estão indicados na figura 23. Os dados sugerem que doses $\geq 4,5$ g/kg foram capazes de causar a morte significativa dos indivíduos expostos, enquanto para as doses ≥ 5 g/kg constatou-se a mortalidade de quase a totalidade dos organismos ($CL_{50} = 4,7$ g/kg; intervalo de 95% de confiança = 4,2 – 5,2 g/kg). De forma semelhante aos dados encontrados para solo artificial, observou-se um incremento da biomassa corporal dos organismos para as dosagens de 2, 3 e 4 g/kg, seguida de um decréscimo da biomassa para a dosagem de 4,5 g/kg, a partir da qual foram encontrados efeitos letais significativos (indicando *stress*).

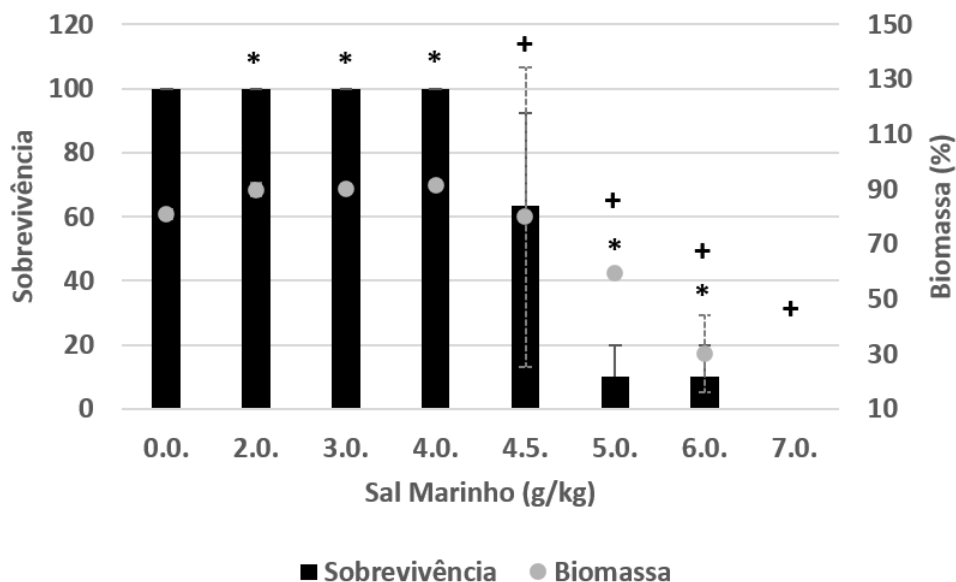


Figura 23 – Sobrevivência dos indivíduos de *Eisenia andrei* expostos por 14 dias a um gradiente de doses de sal marinho em Gleissolo. * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle.

5.3.2.2. Bioensaio de fuga

Os resultados observados para o bioensaio de fuga utilizando Gleissolo contaminado com água do mar estão exibidos na figura 24. Todas as dosagens testadas causaram efeitos significativos de fuga aos organismos ($CE_{50} = 0,6$ g/kg). Doses $\geq 0,5$ g/kg induziram à perda da “função de habitat do solo” (ISO, 2008). De forma similar ao observado no bioensaio com solo artificial, na dose de 0,25 g/kg os organismos demonstraram preferência pelo solo contaminado.

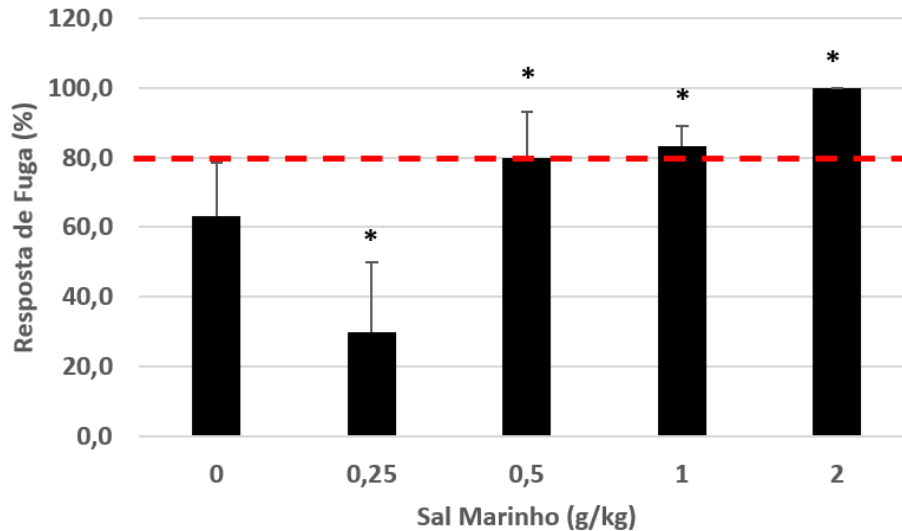


Figura 24 – Respostas de fuga de indivíduos *Eisenia andrei* expostos por 48 horas a Gleissolo tratado com um gradiente de dose de sal marinho. * = resposta de significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). Nota: a linha tracejada representa o limite para a perda de função de habitat do solo (ISO, 2008).

5.3.3. Bioensaios com Espodossolo

5.3.3.1. Bioensaio agudo

Os dados relativos aos efeitos letais e de variação de biomassa associados à exposição ao Espodossolo contaminado com sal marinho estão descritos na figura 25. Os resultados apontam que doses $\geq 2,5$ g/kg causaram efeitos letais significativos aos animais, enquanto doses ≥ 3 g/kg provocaram a mortandade de quase a totalidade dos organismos ($CL_{50} = 2,9$ g/kg, intervalo de 95% de confiança = 2,8 e 3 g/kg). Aspecto importante a ser ressaltado é que se observa uma queda brusca da sobrevivência de 2,5 g/kg para 3 g/kg, isto é, em um pequeno intervalo de dose. Diferentemente dos demais solos estudados, não foi observada variação significativa da biomassa corporal dos organismos sobreviventes.

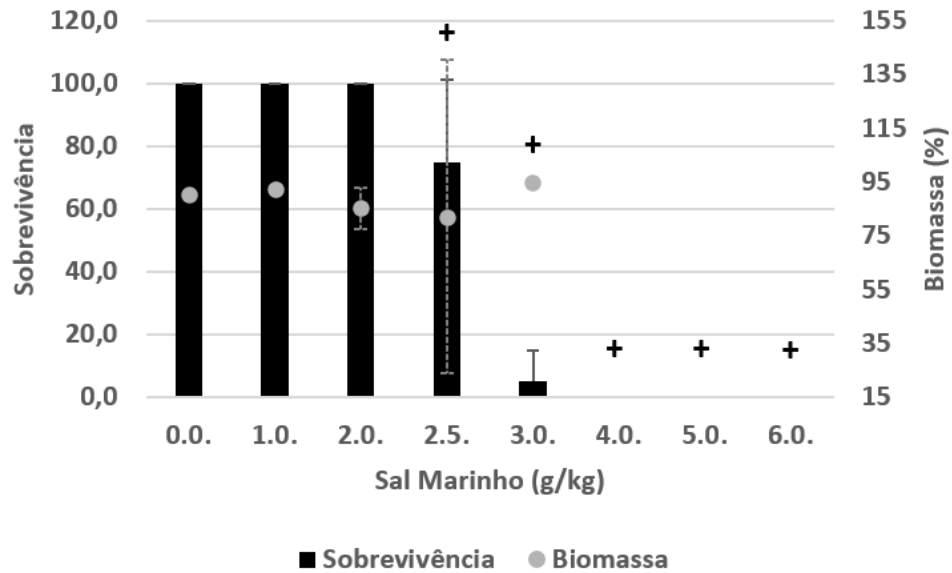


Figura 25 – Sobrevivência dos indivíduos de *Eisenia andrei* expostos por 14 dias a um gradiente de doses de sal marinho em Espodossolo. * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle

5.3.3.2. Bioensaio de fuga

Os resultados referentes ao bioensaio de fuga utilizando Espodossolo contaminado com sal marinho estão demonstrados na figura 26. Os dados revelaram que doses $\geq 0,5$ g/kg de sal causaram efeitos significativos de fuga aos organismos ($CE_{50} = 0,8$ g/Kg), sendo que na dose de 0,5 g/kg houve preferência em relação ao solo controle. A dose de 0,25 g/kg não causou qualquer efeito de fuga aos organismos. A única dose que limitou a “função de habitat do solo” foi 2 g/kg, isto é, a maior dosagem testada.

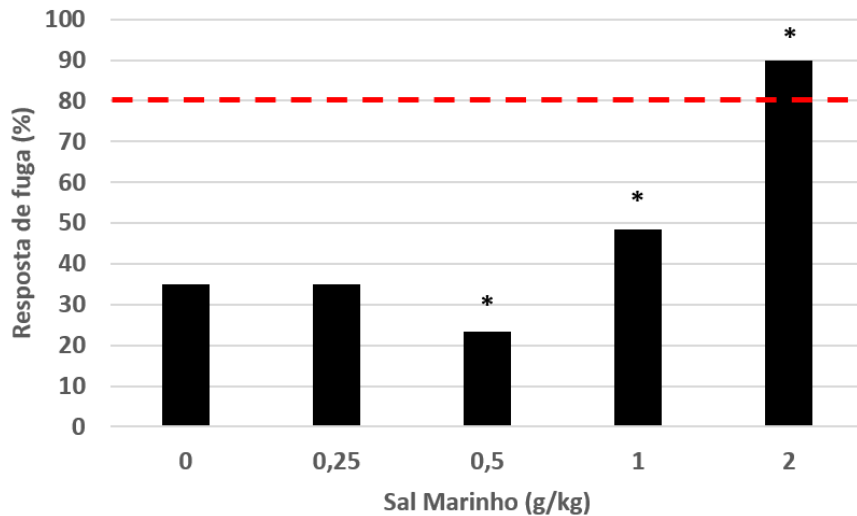


Figura 26 – Respostas de fuga de indivíduos *Eisenia andrei* expostos por 48 horas a Espodossolo tratado com um gradiente de dose de sal marinho. * = resposta de significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). Nota: a linha tracejada representa o limite para a perda de função de habitat do solo (ISO, 2008).

5.3.3.3. Bioensaio crônico (de 28 dias)

Os resultados observados no bioensaio crônico de 28 dias de exposição utilizando Espodossolo contaminado com sal marinho estão demonstrados na figura 27. A escolha pelo Espodossolo para a realização deste experimento se deve ao fato de que, sob exposição aguda, foi a classe de solo que exibiu o menor valor de CL_{50} (2 g/kg) e que, portanto, possibilita a avaliação do pior cenário de exposição. A escolha do gradiente de dose para a realização deste experimento (0,5; 1; 1,5; 2 e 2,5 g/Kg) se deve ao fato de que, em exposição aguda, a dosagem de 3g/Kg foi capaz de causar a morte de quase 100% dos animais (ver item 5.3.3.1).

Os dados apontam que doses $\geq 1,5$ g/Kg foram capazes de provocar efeitos letais significativos aos organismos. Entre as doses de 2 e 2,5 g/Kg constatou-se um aumento brusco da mortalidade dos indivíduos expostos. Diferentemente do observado para os demais solos em testes agudos, não houve incremento da biomassa dos organismos. Por outro lado, redução significativa da biomassa corporal foi observada para a menor e maior dosagens testadas (0,5 e 2,5 g/Kg).

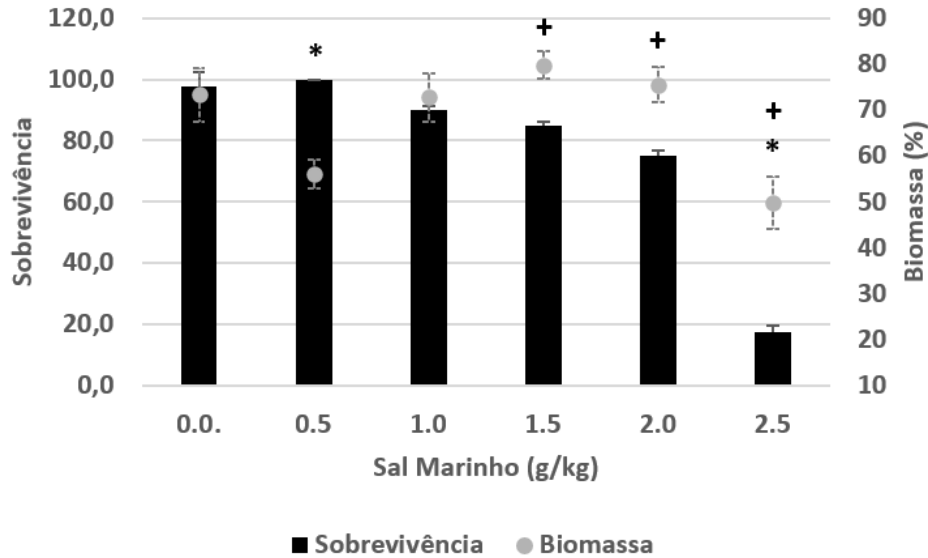


Figura 27 - Sobrevivência dos indivíduos de *Eisenia andrei* expostos por 28 dias a um gradiente de doses de sal marinho em Espodossolo. * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle

5.3.4. Panorama geral dos resultados

Os resultados dos bioensaios realizados com solos contaminados com sal marinho estão sintetizados na tabela 3. A comparação dos valores de CL_{50} , CEO e CENO indicam a seguinte ordem decrescente de toxicidade: **Espodossolo ($CL_{50} = 2,9$ g/kg) > Gleissolo ($CL_{50} = 4,7$ g/kg) > Solo Artificial ($CL_{50} = 5,7$ g/kg)**. Um aspecto interessante desta ordem é que o solo artificial foi o menos tóxico (maior valor de CL_{50}), o que sugere que seu uso na ecotoxicologia pode subestimar os efeitos tóxicos do sal marinho (e, possivelmente, de outros agentes tóxicos) – tornando extremamente importante a execução de estudos ecotoxicológicos com solos oriundos da região tropical. Neste sentido, vale destacar que o solo artificial é composto por 70% de areia de quartzo, o que, via de regra, não corresponde à realidade da maior parte dos solos tropicais submetidos a intenso intemperismo (por exemplo, Latossolos e Argissolos, cuja textura tende a ser predominantemente argilosa – SANTOS *et al.*, 2018). Por último, ainda que do ponto de vista granulométrico o solo artificial seja semelhante ao Espodossolo, o primeiro conta com 10% de matéria orgânica (pó de fibra de casca de coco) que, além de funcionar como fonte de alimento para os organismos (tornando-os mais resistentes à atuação de agentes tóxicos), exerce papel fundamental na capacidade de retenção de

água e no sequestro de cátions (RONQUIM, 2010). Possivelmente por essa razão, a toxicidade em Espodossolo foi ainda maior que a encontrada em solo artificial.

Tabela 3 – Panorama geral dos resultados referentes aos bioensaios com *Eisenia andrei* em distintos tipos de solos contaminados em laboratório com sal marinho. CENO = Concentração de efeito não observado. CEO = Concentração de efeito observado. CL50 = Concentração letal a 50% dos indivíduos expostos. CE50 = Concentração efetiva (de fuga) a 50% dos organismos. D.I = Dado indisponível. Os valores em parênteses representam o intervalo de 95% de confiança. Os valores em parênteses representam o intervalo de 95% de confiança.

TIPOS DE SOLO	TESTE AGUDO (g/Kg) (14 DIAS)			TESTE AGUDO (g/Kg) (28 DIAS)			TESTE DE FUGA (g/Kg) (2 DIAS)		
	CENO	CEO	CL ₅₀	CENO	CEO	CL ₅₀	CENO	CEO	CE ₅₀
SOLO ARTIFICIAL	5,0	6,0	5,7	D.I	D.I	D.I	0,5	1	1,0 (0,5 – 1,7)
GLEISSOLO	4,0	4,5	4,7 (4,2 – 5,2)	D.I	D.I	D.I	0,2	0,5	0,6
ESPODOSSOLO	2,0	2,5	2,9 (2,8 – 3,0)	1	1,5	2,0	1	2	1,8

Tendo em vista que o Espodossolo exibe textura fortemente arenosa (98,2 % de areia) e mineralogia quartzosa, é válido supor que este material exiba baixa capacidade de troca catiônica (CTC) em função do baixo teor de fração argila e da baixa superfície específica de contato da areia, além do reduzido teor de carbono orgânico (0,21%). Em contraste, o Gleissolo possui alto teor de matéria orgânica, percentual maior de fração argila e silte (5,6% e 68,4% respectivamente) e conta com a ocorrência de argilominerais de alta CTC, como vermiculita e ilita. Esta alta CTC possibilita que cátions potencialmente tóxicos às minhocas se liguem à superfície eletronegativa das argilas (mecanismo de adsorção) e da matéria orgânica (mecanismo de complexação) (KONG *et al.*, 2012; SPASOJEVIĆ, 2018). Portanto, a menor CTC, associada a uma baixa superfície específica de contato em Espodossolo, tende a tornar os sais mais biodisponíveis em solução, otimizando a absorção dos mesmos via epiderme das minhocas. Além disso, a elevada concentração de matéria orgânica no Gleissolo (4,9%)

implica em maior disponibilidade de alimento para os animais, melhorando seu sistema imunológico frente à atuação de agentes tóxicos (CESAR *et al.*, 2012).

No que se refere aos efeitos letais agudos observados em Espodossolo, um aspecto importante a ser ressaltado consiste na queda brusca de sobrevivência entre as dosagens de 2 (sobrevivência = \pm 75%) e 2,5 g/Kg (sobrevivência = \pm 5%). Comportamento semelhante foi detectado por Vezzone *et. al.* (2019), quando da avaliação da toxicidade aguda de sais marinhos para *Eisenia andrei* em Latossolos e Chernossolos. Monte *et. al.* (2018), ao estudarem a toxicidade de sedimentos dragados de alta salinidade oriundos da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, RJ), também sugeriram a ocorrência de quedas bruscas da sobrevivência em pequenos intervalos de dose de aplicação de sedimentos em Latossolo. Esta característica de toxicidade sugere que pequenos incrementos de sal marinho no solo (por exemplo, neste caso, 0,5 g/kg) podem consistir em um limiar crítico para a perda de quase a totalidade da biodiversidade e, portanto, este aspecto merece posição de maior atenção em avaliações de risco ecológico.

Os resultados referentes ao teste agudo de 28 dias mostraram que o valor de CL₅₀ (2 g/kg) foi, como esperado, menor que aquele encontrado para o teste de 14 dias. Mesmo com a adição de alimento ao longo do ensaio (o que não ocorre no teste de 14 dias), observou-se emagrecimento dos animais na maior e menor doses testadas, sugerindo que os animais estavam sob condição de *stress*. O decréscimo de biomassa na menor dose testada é seguido do seu incremento para as doses maiores subsequentes, com exceção da maior dose testada, para a qual efeitos letais significativos foram detectados. Fenômeno similar foi encontrado para os testes agudos com Gleissolo e solo artificial, apontando para um incremento da biomassa corporal das minhocas em doses subletais.

Monte *et. al.* (2018) e Vezzone *et. al.* (2019) apontam que a presença de sais marinhos pode estimular a absorção excessiva de água pelas minhocas, um mecanismo para manter o equilíbrio osmótico. Dessa forma, é provável que o aumento de biomassa observado seja, na verdade, edemas por acumulação de água – e não um ganho real de massa. Cesar *et. al.* (2015), ao estudarem a toxicidade de sedimentos dragados oriundos

de sistemas estuarinos da Baía de Guanabara utilizando bioensaios crônicos de reprodução com *Eisenia andrei* em solos artificiais, também apontam para um incremento de biomassa dos organismos, haja vista a elevada salinidade dos sedimentos supracitados.

Os resultados dos testes de fuga apontam a seguinte ordem decrescente de toxicidade em função do tipo de solo: **Gleissolo (CE₅₀ = 0,6 g/kg) > Solo artificial (CE₅₀ = 1,0 g/kg) > Espodossolo (CE₅₀ = 1,8 g/kg)**. Esta ordem difere daquela encontrada para toxicidade aguda, em que o Espodossolo havia sido o solo de maior toxicidade. Uma hipótese provável para este fenômeno pode consistir no fato de que os Espodossolos são materiais altamente porosos, permeáveis e bem drenados (SANTOS *et al.*, 2018) e, dessa forma, é válido supor que os sais dissolvidos na solução do solo possam ter sido escoados/carreados para o fundo do recipiente de teste, induzindo diferenças na distribuição vertical da salinidade no solo. Assim, os organismos, ao invés de migrarem para o solo controle, podem ter evitado o material mais ao fundo do recipiente-teste, mascarando os efeitos de fuga. Natal-da-Luz *et al.* (2008) ressaltam limitações relacionadas ao teste de fuga no tocante à influência das propriedades naturais dos solos (neste caso, em especial, a granulometria) nos resultados dos testes, tornando importante a execução de estudos que visem adaptações dos protocolos de testes às especificidades das principais classes pedológicas brasileiras.

Trabalhos da literatura focados no estudo da toxicidade de sais marinhos para organismos terrestres são escassos e a maior parte deles envolve experimentos com solos artificiais, o que limita a emissão de prognósticos de risco ecológico. Pereira *et al.*, (2015) avaliaram os efeitos tóxicos crônicos da água do mar sobre colêmbolos (*Folsomia candida*), enquitreídeos (*Enchytraeus crypticus*) e ácaros edáficos predadores (*Hypoaspes aculeifer*) em solos artificiais. Muito embora esses autores não tenham avaliado a toxicidade para minhocas, os enquitreídeos possuem uma biologia muito próxima e, dessa forma, é válida uma comparação. O valor de CE₅₀ de reprodução de enquitreídeos foi de 0,56 g/Kg, semelhante aos valores encontrados neste trabalho em bioensaios de fuga em solos artificiais (CE₅₀ = 1; intervalo de 95% de confiança = 0,5 – 1,7 g/Kg) e Gleissolo (CE₅₀ = 0,6 g/Kg). Aparentemente, colêmbulos (CE₅₀ de reprodução = 0,63 g/Kg) e ácaros (CE₅₀ de reprodução = 3,9 g/Kg) são menos sensíveis à toxicidade

de sais marinhos. Por fim, Pereira et. al., (2015) relatam a ausência de efeitos letais significativos sobre ácaros e colêmbolos, reforçando a hipótese de que talvez esses organismos sejam mais resistentes que as minhocas e os enquitreídeos. Um dos argumentos que pode sustentar esta premissa é o fato de que colêmbolos e ácaros buscam áreas mais secas dentro do solo (estando, portanto, menos suscetíveis a exposição à água intersticial) e são capazes de fazer mudas, sendo este um mecanismo conhecido de desintoxicação em momentos de *stress* (Cesar et al. 2015).

Niemeyer et al. (2020) estudaram o potencial de aplicação da “água produzida” (um dos principais efluentes da indústria do petróleo) para irrigação de solos agrícolas. Naquela ocasião, os referidos autores investigaram a toxicidade atrelada à salinidade do efluente em Neossolos quartzarênicos, utilizando bioensaios com *Eisenia andrei*, *Folsomia candida* e *Enchytraeus crypticus*. Os autores supracitados relatam a ausência de efeitos letais para *Eisenia andrei* após 14 dias de exposição em solos com salinidades \geq aprox. 0,6 g/kg – dado que está de acordo com os resultados encontrados por este presente trabalho, cujo CEO de mortalidade no pior cenário (Espodossolo) foi de 2,5 g/kg.

BIOENSAIOS COM CLORETO DE SÓDIO (NaCl)

Nesta seção, serão descritos os resultados referentes a toxicidade aguda do NaCl para *Eisenia andrei* em solos artificiais, Gleissolo e Espodossolo – como suporte a uma tentativa de isolamento dos efeitos do NaCl no âmbito da toxicidade do sal marinho. Os gradientes de dose de NaCl utilizados nestes ensaios foram definidos com base nos ensaios com sal marinho, descritos nos itens anteriores. Por fim, esta seção finda com um tópico de panorama geral dos resultados, em que os resultados apresentados serão discutidos. A discussão relativa ao isolamento da toxicidade intrínseca do NaCl será apresentada no item 5.6.

5.3.5. Bioensaio agudo com solos artificiais

Os resultados referentes aos efeitos tóxicos agudos do NaCl para *E. andrei* em solos artificiais estão demonstrados na figura 28. Todas as doses testadas resultaram em efeitos letais significativos para os organismos ($CL_{50} = 3,4$ g/kg). Doses ≥ 5 g/kg causaram 100% de mortalidade de organismos. De forma semelhante ao observado nos

ensaios com sal marinho, constatou-se um incremento da biomassa corporal dos animais nas dosagens de 3, 3,5 e 4 g/Kg. Neste caso, mesmo em doses significativamente letais, os organismos sobreviventes exibiram ganho de biomassa.

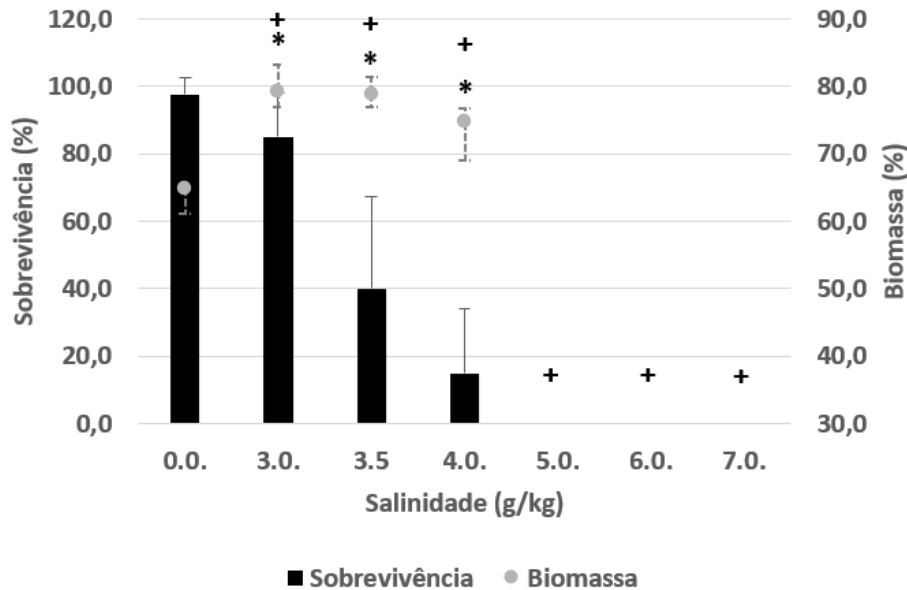


Figura 28 - Sobrevivência dos indivíduos de *Eisenia andrei* expostos por 14 dias a um gradiente de doses de cloreto de sódio em solo artificial. * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle

5.3.6. Bioensaio agudo com Gleissolo

Os resultados relativos aos efeitos letais e variação da biomassa corporal de *E. andrei* em Gleissolo contaminado com NaCl estão descritos na figura 29. Doses ≥ 5 g/kg provocaram mortandade significativa de organismos, enquanto na dose de 6 g/kg todos os animais testados morreram ($CL_{50} = 4,6$ g/Kg). De forma semelhante ao observado no ensaio agudo com sal marinho utilizando Espodossolo, constatou-se uma queda brusca da sobrevivência entre as dosagens de 4 (sobrevivência = 96,7%) e 5 g/kg (sobrevivência = 26,7%). Para a menor dose testada (2 g/kg), foi verificado incremento significativo da biomassa dos organismos, seguido de uma queda da biomassa para as doses subsequentemente mais altas (3, 4 e 5 g/kg).

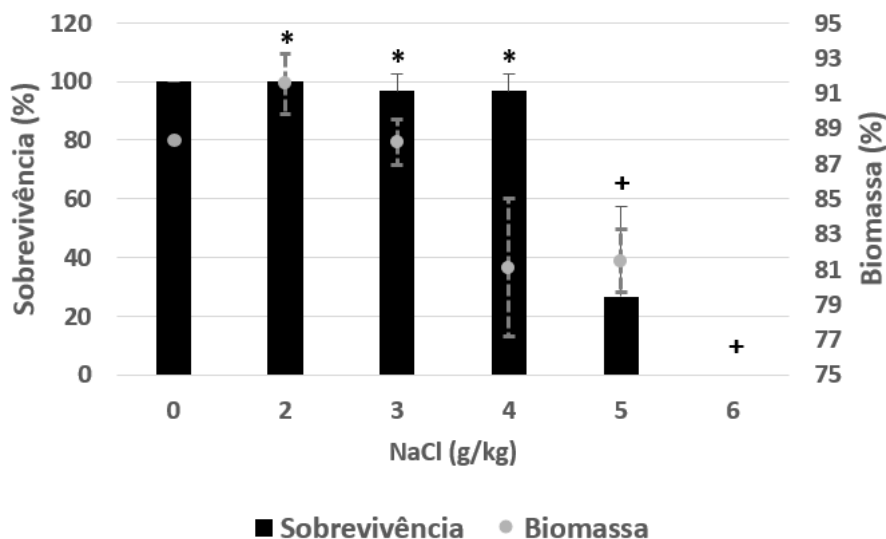


Figura 29 - Sobrevivência dos indivíduos de *Eisenia andrei* expostos por 14 dias a um gradiente de doses de cloreto de sódio em Gleissolo. * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle

5.3.7. Bioensaio agudo com Espodossolo

Os resultados referentes a toxicidade aguda do NaCl para *Eisenia andrei* em Espodossolo estão indicados na figura 30. Doses $\geq 2,5$ g/kg foram capazes de causar mortalidade significativa de organismos, enquanto na dose de 3 g/kg todos os organismos morreram ($CL_{50} = 2,4$; intervalo de 95% de confiança = 2,3 – 2,5). De forma semelhante ao Gleissolo, houve queda brusca da sobrevivência em um pequeno intervalo de dose de NaCl no solo – neste caso, entre as dosagens de 2 (97,5 %) e 2,5 g/kg (27,5%). Em contraste com o solo artificial e Gleissolo não houve incremento significativo da biomassa corporal das minhocas, sendo que perda significativa foi observada para a dosagem de 2 e 2,5 g/kg. Vale destacar que a dosagem de 2,5 g/kg já provoca efeitos letais extremos, sendo que a perda significativa de biomassa neste tratamento pode estar associada a uma condição de *stress*.

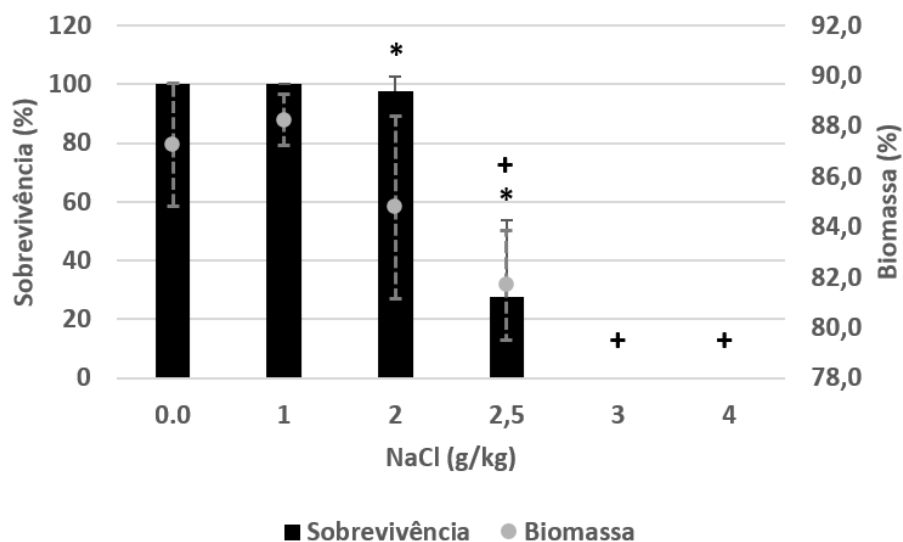


Figura 30 - Sobrevivência dos indivíduos de *Eisenia andrei* expostos por 14 dias a um gradiente de doses de cloreto de sódio em Espodossolo. * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle

5.3.8. Panorama geral de toxicidade do cloreto de sódio (NaCl)

A tabela 4 apresenta os valores de CENO, CEO e CL_{50} encontrados para NaCl em solo artificial, Gleissolo e Espodossolo. Em termos de toxicidade em função do tipo de solo, foi constatada a seguinte ordem decrescente: **Espodossolo ($CL_{50} = 2,4$ g/Kg) > Solo artificial ($CL_{50} = 3,4$ g/Kg) > Gleissolo ($CL_{50} = 4,6$ g/Kg)**. De forma semelhante ao observado com sal marinho, a referida ordem de toxicidade aguda é decorrente da atuação das propriedades dos solos sobre a biodisponibilidade de sais. Neste caso, a textura extremamente grosseira do Espodossolo, mineralogia quartzosa, baixo teor de matéria orgânica e baixa CTC provavelmente implicaram no aumento da mobilidade geoquímica do sal para a solução do solo, induzindo aumento da exposição dérmica das minhocas (VIJVER et. al., 2003; VEZZONE et. al., 2019; MONTE et. al., 2018).

Tabela 4 – Panorama geral dos resultados referentes aos bioensaios com *Eisenia andrei* em distintos tipos de solos contaminados em laboratório com cloreto de sódio. CENO = Concentração de efeito não observado. CEO = Concentração de efeito observado. CL_{50} = Concentração letal a 50% dos indivíduos expostos. Os valores em parênteses representam o intervalo de 95% de confiança.

TIPOS DE SOLO	CENO (g/Kg)	CEO (g/Kg)	CL_{50} (g/kg)
SOLO ARTIFICIAL	0	3	3,4

GLEISSOLO	4,0	5,0	4,6
ESPODOSSOLO	2,0	2,5	2,4 (2,3 – 2,5)

No caso do solo artificial e do Gleissolo, nível maior de toxicidade aguda foi encontrado para o primeiro, em detrimento ao segundo. Neste caso, aparentemente a textura grosseira do solo artificial (70% de areia de quartzo) exerceu papel relevante na biodisponibilidade do sal, haja vista a baixa superfície específica de contato e baixa CTC das areias quartzosas (GUZZO, 2008). Ainda que o solo artificial também exiba textura grosseira, o teor de areia (98%) é maior e o teor de carbono orgânico (0,21%) em Espodosolo é muito menor – acarretando em níveis maiores de toxicidade para o Espodosolo.

Dados referentes à toxicidade aguda do NaCl para minhocas em solos tropicais são escassos na literatura. Os trabalhos disponíveis foram realizados em solos artificiais (OWOJORI et. al, 2008; OWOJORI et. al., 2009; GUZYTE et. al, 2011) ou trataram da toxicidade de resíduos potencialmente enriquecidos de NaCl, como resíduos de mineração de bauxita (BIANCHI, 2013) e sedimentos dragados de sistemas estuarinos (VEZZONE et. al, 2019).

Owojori et. al (2009), ao caracterizarem os efeitos crônicos associados à exposição ao NaCl em solos artificiais, sugeriram que a dosagem de 2 g/kg inibiu em 50% a reprodução de *Eisenia fetida*. Guzyte et. al. (2011) também encontraram uma CE₅₀ de reprodução semelhante, de 2,512 g/kg, sendo que para doses ≥ 4 g/kg os referidos autores constataram a ausência de casulos de *Eisenia fetida*. No presente trabalho, a dosagem de 3 g/kg já foi capaz de causar morte significativa de organismos sob exposição aguda, sugerindo, portanto, que doses ≤ 3 g/kg, embora não sejam letais, podem comprometer a perpetuação da espécie. Owojori et. al (2014), ao avaliarem a toxicidade para *Eisenia fetida* de distintos sais de sódio em solo artificial, indicaram que a toxicidade crônica é extremamente elevada. Por essa razão, para fins de comparação da toxicidade entre os sais, os autores supracitados optaram por trabalhar somente com os efeitos letais e variação da biomassa dos adultos.

Guzyte et. al. (2011) apontam um valor de CL₅₀ de NaCl em solo artificial utilizando *Eisenia fetida*, de 6 g/kg, o que difere do valor encontrado neste presente trabalho para solos artificiais (CL₅₀ = 3,4 g/kg). Uma hipótese provável pode estar atrelada ao fato de que o solo artificial usado por Guzyte et. al. (2011) era composto de 10% de musgo *sphagnum*, enquanto neste trabalho utilizamos o pó da fibra de casca de coco. Além disso, a mineralogia da areia utilizada neste presente trabalho é basicamente quartzosa e não existe em norma nenhum tipo de padronização em relação àquela mineralogia da areia utilizada em solos artificiais. Assim, destaca-se a importância de padronizações na composição de solos artificiais em ecotoxicologia, no tocante não somente à mineralogia da fração areia, mas também da mineralogia do caulim – cujas propriedades podem alterar a biodisponibilidade de contaminantes e os resultados dos testes.

No tocante à variação da biomassa corporal das minhocas, de forma semelhante ao observado no presente trabalho (com solo artificial e Gleissolo), Owojori et. al. (2009) também relatam o incremento da biomassa de *Eisenia fetida* após 28 dias de exposição em solos artificiais contaminados com NaCl. Em contraposição, Guzyte et. al. (2011) não indicaram a ocorrência deste tipo de efeito em seus experimentos de 28 dias. Em todo caso, aparentemente trata-se de absorção excessiva de água pelas minhocas visando manter o equilíbrio osmótico (MONTE et. al., 2018; VEZZONE et. al, 2019). Neste sentido, Bianchi (2013) estudou a toxicidade de resíduos de mineração de bauxita enriquecidos de NaCl, utilizando ensaios crônicos com *Eisenia andrei*. Naquela ocasião, a referida autora verificou um aumento da biomassa das minhocas atrelada a modificações morfológicas visíveis nos organismos, induzindo o rompimento do tecido epitelial (e morte do organismo) pela absorção excessiva de água.

5.4. BIOENSAIOS COM SULFATO DE SÓDIO (NA₂SO₄)

Nesta seção serão apresentados os resultados referentes à toxicidade aguda do Na₂SO₄ sobre o solo que apresentou a maior toxicidade aguda em experimentos com sal marinho e NaCl, visando à simulação do pior cenário de risco. Dessa forma, tendo em vista os resultados apresentados nos itens anteriores, os dados apresentados nessa seção se referem somente ao Espodossolo (menor valor de CL₅₀ em exposição aguda).

O isolamento efetivo da toxicidade intrínseca ao Na_2SO_4 , no contexto da toxicidade do sal presente na água do mar, será apresentado no item 5.6.

5.4.1. Bioensaio agudo com Espodossolo

Os resultados relativos a estes ensaios estão apresentados na figura 31. Doses ≥ 4 g/kg foram capazes de causar efeito letal significativo aos organismos, sendo que, na dosagem de 6 g/kg, quase a totalidade dos organismos morreram ($\text{CL}_{50} = 4,49$ g/kg; intervalo de 95% de confiança = 4,36 - 4,62). A dose de 3 g/kg foi a única que acusou incremento significativo da biomassa dos animais, enquanto as demais doses testadas não apresentaram variação significativa da biomassa em relação ao controle.

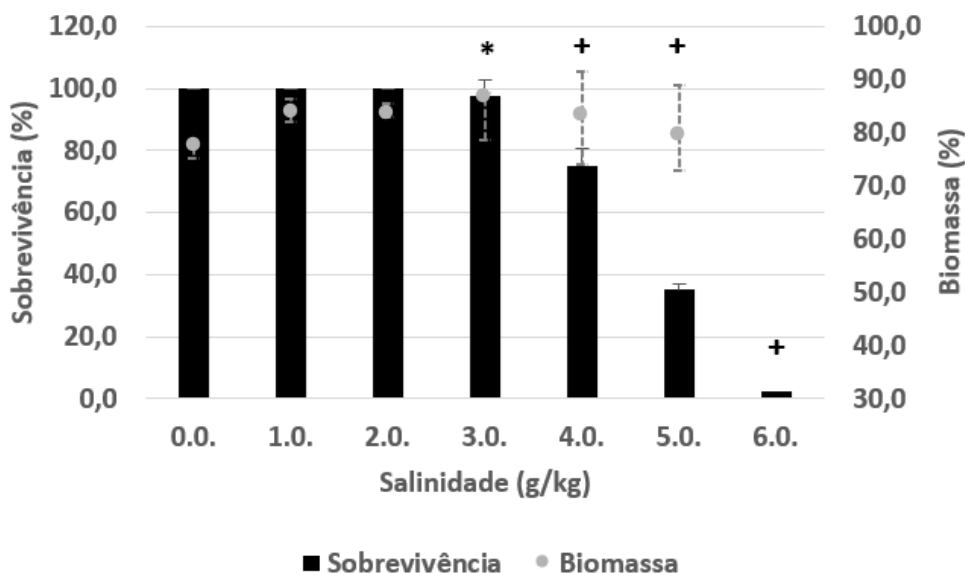


Figura 31 - Sobrevivência dos indivíduos de *Eisenia andrei* expostos por 14 dias a um gradiente de dose de sulfato de sódio em Espodossolo. * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle.

Foi observado incremento da biomassa corporal dos organismos na dosagem de 3 g/kg, seguido do seu decréscimo para demais dosagens subsequentes, que inclusive causaram efeitos letais aos animais. Este incremento, de forma análoga ao NaCl e ao sal marinho, pode estar associado à absorção excessiva de água pelas minhocas visando manter o equilíbrio osmótico. Por outro lado, Owojori & Reinecke (2014), ao estudarem a toxicidade do Na_2SO_4 para *Eisenia fetida* utilizando solos artificiais,

verificaram, após 28 dias de exposição, uma redução da biomassa dos animais diretamente proporcional ao incremento da dose de sal no solo.

Owojori & Reinecke (2014) encontraram um valor de CL_{50} para *Eisenia fetida* em torno de 1,6 g/kg, ao aplicarem bioensaios de 28 dias de exposição em solos artificiais contaminados com Na_2SO_4 . Este valor está muito abaixo daquele encontrado neste trabalho em Espodosolo ($CL_{50} = 4,6$ g/kg). Tendo em vista que ambos os solos apresentam textura fortemente arenosa, uma hipótese provável para esta diferença pode consistir no fato dos experimentos realizados neste trabalho terem abrangido somente 14 dias de exposição. Na presente pesquisa, em bioensaios de 28 dias de exposição realizados com sal marinho, a CL_{50} obtida foi de 2 g/kg, que se aproxima mais do resultado observado por Owojori & Reinecke no mesmo intervalo.

Owojori & Reinecke (2014) destacam a carência de trabalhos realizados no intuito de investigar a influência da salinidade sobre organismos de solo. De acordo com os referidos autores, a maior parte dos trabalhos (também escassos) estão focados no estudo da toxicidade do NaCl em solos artificiais, o que se mostra um dado limitado e pouco representativo. Em adição a este fato, pode-se ressaltar a carência de trabalhos realizados em solos tropicais brasileiros, tornando extremamente importante a realização de estudos ligados a este tema. O entendimento da toxicidade dos diferentes sais à base de sódio possibilita não somente o entendimento da toxicidade/risco ecológico associado a eventos extremos de transgressão marinha, mas também auxilia na compreensão da toxicidade de outros resíduos em que a salinidade é um fator de toxicidade, tais como: fertilizantes agrícolas, chorume, água produzida, resíduos de mineração (de bauxita, p. ex.), sedimentos de dragagem, lodo de esgoto, dentre outros (CESAR *et al.*, 2008; BIANCHI, 2013; VEZZONE *et al.*, 2019; NIEMEYER *et al.*, 2020)

5.5. TENTATIVA DE ISOLAMENTOS DA TOXICIDADE INTRINSICA DO NaCl E Na_2SO_4

Nesta seção serão apresentadas comparações entre a toxicidade da água do mar, NaCl e do Na_2SO_4 – como suporte ao isolamento potencial dos efeitos dos dois últimos sais na toxicidade observada com sais marinhos. Uma compilação de todos os dados de CENO, CEO e CL_{50} obtidos neste trabalho estão apresentados na tabela 5, para auxiliar nas comparações.

Alguns aspectos da toxicidade aguda do NaCl se assemelham ao sal marinho, tais como (i) quedas bruscas da sobrevivência associadas à adição de pequenas dosagens de sal (isto é, em pequenos intervalos de dose); (ii) incremento da biomassa corporal de minhocas em doses geralmente mais baixas de sal; (iii) o solo de maior toxicidade foi o Espodossolo tanto para sal marinho quanto para NaCl. Tendo em vista que a maior parte do sal marinho é geralmente composta por NaCl (MILLERO *et al.*, 2008 – 31% de sódio e 55% de cloro), era de se esperar que o comportamento de toxicidade fosse relativamente semelhante.

Ainda que tenham sido encontrado semelhanças na toxicidade da água do mar e do NaCl, observou-se algumas diferenças nos valores de CL₅₀. Em Espodossolo, a CL₅₀ de água do mar (2,9 g/kg) foi maior que a encontrada para NaCl (2,4 g/kg). De forma semelhante, a CL₅₀ de água do mar em solo artificial (5,7 g/kg) foi maior que aquela determinada para NaCl (3,4 g/kg). Em Gleissolo, contudo, os valores de CL₅₀ obtidos para água do mar (4,7 g/kg) e NaCl (4,6 g/kg) foram muito similares. Essas constatações sugerem que, de forma geral, a toxicidade do NaCl é maior que a do sal marinho (especialmente em solos muito arenosos, caso do Espodossolo e do solo artificial). Isso se dá, pois, a concentração de íons de cloro (Cl⁻) e sódio (Na⁺) presentes na água do mar é inferior à encontrada no NaCl puro. As pequenas diferenças obtidas na CL₅₀ apontam que outros sais constituintes da água do mar (menos tóxicos que o NaCl) podem ter exercido influência na toxicidade observada, como o Na₂SO₄ (o segundo principal constituinte do sal marinho).

De fato, o valor de CL₅₀ obtido com o Na₂SO₄ em Espodossolo foi de 4,5 g/kg, em contraste com a CL₅₀ encontrada para NaCl (2,4 g/kg), sugerindo que o Na₂SO₄ é menos tóxico que o NaCl. Esta observação pode estar atrelada ao fato de que o sulfato é um nutriente, em contradição aos íons de cloreto. Navarro *et al.*, (2002) e Irazoke *et al.*, (2019), ao estudarem o efeito da salinidade em solos agrícolas, também constataram maior toxicidade para o NaCl em relação ao Na₂SO₄. Esses autores encontraram um grande acúmulo de Cl⁻ na estrutura das plantas (maior que o acúmulo de SO₄) e acreditam que esse fato esteja relacionado às diferenças de toxicidade.

Se por um lado a toxicidade do NaCl em solo artificial e Espodossolo foi maior que a da água do mar, por outro lado, a toxicidade dos referidos compostos em Gleissolo foi semelhante (com valores de CL50 = 4,6 e 4,7 g/kg, respectivamente). Esta constatação sugere que a textura fina do Gleissolo, associada à presença de argilominerais 2:1 de elevada CTC e altos teores de matéria orgânica, podem ter exercido papel importante no sequestro de íons de sódio.

Tabela 5 – Panorama geral dos dados ecotoxicológicos obtidos para caracterização da toxicidade do sal marinho, cloreto de sódio e sulfato de sódio, utilizando bioensaios agudo e de fuga com *Eisenia andrei* em solos artificiais, Gleissolo e Espodossolo. CENO = Concentração de efeito não observado. CEO = Concentração de efeito observado. CL₅₀ = Concentração letal a 50% dos indivíduos expostos. CE50 = Concentração efetiva (de fuga) a 50% dos organismos. D.I = Dado indisponível. Os valores em parênteses representam o intervalo de 95% de confiança. Os valores em parênteses representam o intervalo de 95% de confiança.

TIPOS DE SOLOS	SAL MARINHO (g/Kg)						NaCl (g/Kg)			Na ₂ SO ₄ (g/Kg)					
	TESTE AGUDO (14 DIAS)			TESTE AGUDO (28 DIAS)			TESTE DE FUGA (2 DIAS)			TESTE AGUDO (14 DIAS)					
	CENO	CEO	CL ₅₀	CENO	CEO	CE ₅₀	CENO	CEO	CL ₅₀	CENO	CEO	CL ₅₀	CENO	CEO	CL ₅₀
SOLO ARTIFICIAL	5,0	6,0	5,7	D.I	D.I	D.I	0,5	1	1,0 (0,5 – 1,7)	0	3	3,4	D.I	D.I	D.I
GLEISSOLO	4,0	4,5	4,7 (4,2 – 5,2)	D.I	D.I	D.I	0,2	0,5	0,6	4,0	5,0	4,6	D.I	D.I	D.I
ESPODOSSOLO	2,0	2,5	2,9 (2,8 – 3,0)	1	1,5	2,0	1	2	1,8	2,0	2,5	2,4 (2,3 – 2,5)	3,0	4,0	4,49 (4,36 - 4,62)

6. CONCLUSÕES

Em cenário de aumento do nível do mar na baixada de Jacarepaguá, a salinização de solos pode causar efeitos tóxicos severos aos organismos de solo, colocando em risco a saúde da biodiversidade edáfica. As classes de solo mais potencialmente afetadas em um cenário extremo de transgressão marinha, considerando projeção do IPCC, são o Organossolo Háplico, o Gleissolo Tiomórfico e o Espodossolo Ferrohumiluvico – sendo que neste trabalho estão demonstrados os dados apenas para Gleissolo e Espodossolo, em função das dificuldades impostas pela pandemia da COVID-19.

O Gleissolo utilizado neste trabalho é de textura predominantemente siltosa (68,4% de silte; 5,6% de argila), alto teor de matéria orgânica (4,88%) e contém argilominerais do tipo 2:1 de alta CTC (ilita - 11,9% e vermiculita - 5,5%) e caulinita (78,6%) (VEZZONE *et al.*, 2020). Em contraste, o Espodossolo é de textura predominantemente arenosa (98,2% de areia), mineralogia quartzosa e exibe baixas concentrações de matéria orgânica (0,21%). Essas diferenças desempenharam papel importante na toxicidade observada nos bioensaios com minhocas, sendo que, via de regra, a toxicidade encontrada em Espodossolo foi maior tanto em ensaios com sal marinho como com NaCl e Na₂SO₄.

De forma geral, a toxicidade do NaCl foi maior que a da água do mar. Ainda que a maior parte da composição do sal marinho consista em NaCl, outros sais constituintes da água do mar (outros sais, provavelmente, de mais baixa toxicidade) aparentemente exerceram papel importante na redução da toxicidade do sal marinho. Neste sentido, de fato, a toxicidade do sulfato de sódio em Espodossolo foi menor que a encontrada em cloreto de sódio, corroborando essa hipótese. A biomassa dos organismos sobreviventes dos ensaios, em doses subletais, geralmente incrementou nos ensaios com água do mar, NaCl e Na₂SO₄. Esta observação está, possivelmente, atrelada à acumulação excessiva de água pelas minhocas, em uma tentativa de manter o equilíbrio osmótico.

Tendo em vista os resultados obtidos neste trabalho, recomenda-se para trabalhos futuros:

- (i) A execução de bioensaios com outros níveis taxonômicos e de complexidade biológica da fauna do solo (colêmbolos, enquitreídeos e ácaros predadores), bem como vegetais. Tais ensaios são fundamentais para uma avaliação de risco ecológico mais consistente e holística no âmbito do ecossistema do solo.
- (ii) A execução de bioensaios com Organossolos e outros solos potencialmente afetados pela subida do nível do mar na baixada de Jacarepaguá e em outras zonas costeiras do Brasil suscetíveis a inundações oriundas de eventos extremos de transgressão marinha. Esses estudos são fundamentais no sentido de estabelecer valores orientadores de toxicidade de sais para as principais classes pedológicas brasileiras, visto que não existe em nossa legislação de qualidade de solos (Resolução CONAMA 420/2009) valores orientadores de salinidade. Além disso, este tipo de informação é de sua importância ao estabelecimento de programas de prevenção de danos à biodiversidade e aumento da resiliência de ecossistemas mais potencialmente vulneráveis às mudanças climáticas globais.
- (iii) A realização de ensaios que contemplem outros componentes do sal marinho, como cloreto de cálcio (CaCl_2), cloreto de magnésio (MgCl_2), cloreto de potássio (KCl) e outros sais a base de nitrato e sulfato – visando o detalhamento mais efetivo da toxicidade dos diferentes sais presentes na água do mar.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A. N. **Os Domínios morfoclimáticos na América do Sul.** Geomorfologia, 52(1): 1-22. 1977.

ALMEIDA, R. F. R. de. **Modelagem geológica do entorno da lagoa de Jacarepaguá.** Dissertação de mestrado – 2011.

ALVIM, R.B.; MELLO, W. Z.; SILVEITA, C. S.; KLIGERMAN, D. C.; RIBEIRO, R. P. **Emissões de óxido nitroso em águas fluviais não poluídas e poluídas da Bacia do Rio Paqueta (Teresópolis, Rio de Janeiro).** Revista Engenharia Sanitaria e Ambiental, 19(4): 471-478. 2014.

ANGELOCCI, Luiz Roberto; SENTELHAS, Paulo César. **Variabilidade, anomalia e mudança climática.** Material didático, 2007.

ASTM - 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.

BARETTA, D. *et al.* **Ecotoxicologia terrestre com ênfase na fauna edáfica.** Capítulo de livro. In: NIVA, C. C.; BROWN, G. G. Ecotoxicologia terrestre: métodos e aplicações dos ensaios com oligoquetas. Embrapa Cerrados-Livro científico (ALICE), 2019.

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

BARRY, Roger G.; CHORLEY, Richard J. **Atmosfera, tempo e clima.** Bookman Editora, 2009.

BIANCHI, Miriam de Oliveira. **Ensaio ecotoxicológico como ferramenta para avaliação do impacto ambiental de resíduos de mineração sobre o solo.** 2013. 91 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2013.

BLOUIN, Manuel *et al.* **A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services.** European Journal of Soil Science, v. 64, n. 2, p. 161-182, 2013.

BLOUIN, Manuel *et al.* **A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services.** European Journal of Soil Science, v. 64, n. 2, p. 161-182, 2013.

BOBADILHA, Stephany Freitas; DA SILVA ANDRADE, Maria Helena. **Ocupação urbana e a qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do córrego Lajeado, Campo Grande/MS**. Geofronter, v. 3, n. 5, 2019.

BROWN, G. G. *et al.* **Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais**. In: Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica (pp.122-154). EMBRAPA, 2015.

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

BUTLER, J.; MONTZKA, S. (2019). **The NOAA Annual Greenhouse Gas Index (AGGI)**. Earth System Research Laboratory, Global Monitoring Division Website. Accessed August 14, 2020.

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

CARLTON, J. Stuart *et al.* **The climate change consensus extends beyond climate scientists**. Environmental Research Letters, v. 10, n. 9, p. 094025, 2015.

CASTRO, Joao Wagner A. *et al.* **Sea-level fluctuations and coastal evolution in the state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil**. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 86, n. 2, p. 671-683, 2014.

CESAR, R. G. *et al.* **(Eco)toxicologia de metais em solos: conceitos, métodos e interface com a geoquímica ambiental**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2014. 100p.

CESAR, R. G.; NATAL-DA-LUZ, T. SILVA, F.; BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; POLIVANOV, H.; SOUSA, J. P. **Ecotoxicological assessment of a dredged sediment using bioassays with three species of soil invertebrates**. Ecotoxicology, 24: 414-423. 2015.

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**. Environmental Earth Sciences, v. 66, p. 2281-2292, 2012.

CESAR, R. G. *et al.* **Avaliação do potencial tóxico de latossolos e chernossolos acrescidos de lodo de esgoto utilizando bioensaios com oligoquetas da espécie Eisenia andrei**. Anuário do Instituto de Geociências, v. 31, n. 2, p. 53-60, 2008.

- CHURCH, John A. *et al.* **Sea level change**. PM Cambridge University Press, 2013.
- CORDEIRO, M.; SILVA-JUNIOR, G. C.; DERECZYNSKI, C. P.; CHRISPIM, Z. M.; MELO, M. T. **Analysis of indicators of climate extremes and projection of groundwater recharge in the northern part of the Rio de Janeiro state, Brazil**. 2021. Environment, Development and Sustainability, in press.
- DE ALMEIDA, Risely Ferraz *et al.* **Emissão de óxido nitroso em solos com diferentes usos e manejos: Uma Revisão**. Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, v. 8, n. 2, p. 441-461, 2015.
- DE AQUINO, A. M.; CORREIA, M. E. F. **Invertebrados edáficos e o seu papel nos processos do solo**. Embrapa Agrobiologia-Documentos (INFOTECA-E), 2005.
- DE CARVALHO, Regina Paula Benedetto. **Qualidade urbana/ambiental no território carioca: o caso do planejamento da Baixada de Jacarepaguá, Rio de Janeiro**. Caderno de Geografia, v. 23, n. 40, p. 67-88, 2013.
- DE HOLANDA, Alan Cauê *et al.* **Desenvolvimento inicial de espécies arbóreas em ambientes degradados por sais**. Revista de biologia e ciências da terra, v. 7, n. 1, p. 39-50, 2007.
- DE OLIVEIRA, Marcos José *et al.* **Ciclos climáticos e causas naturais das mudanças do clima**. Terrae didática, v. 13, n. 3, p. 149-184, 2019.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análises de solo**. Rio de Janeiro: CNPS, 1997. p. 212.
- GALHARDI, Juliana Aparecida. **Geoquímica de radionuclídeos naturais e biomonitoramento para avaliação da contaminação ambiental associada à mineração de carvão no sul do Brasil**. Águas Subterrâneas, v. 30, n. 1, 2016.
- GRIMM, Alice M.; FERRAZ, Simone ET; GOMES, Júlio. **Precipitation anomalies in southern Brazil associated with El Niño and La Niña events**. Journal of climate, v. 11, n. 11, p. 2863-2880, 1998.
- GUZYTE, Gintare; SUJETOVIENE, Gintare; ZALTAUSKAITE, Jurate. **Effects of salinity on earthworm (Eisenia fetida)**. In: Environmental Engineering. Proceedings of the International Conference on Environmental Engineering. ICEE. Vilnius Gediminas Technical University, Department of Construction Economics & Property, 2011. p. 111.
- GUZZO, P.L. (2008) **Quartzo**. In : Rochas e Minerais Industriais : Usos e Especificações. Ed.: A.B. Luz e F.A.F. Lins. Editora do CETEM, 2ª edição, Rio de Janeiro, pp. 681-721.

IPCC, 2014: Climate Change 2014: **Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

IRAKOZE, W.; VANPEE, B.; RUFYIKIRI, G.; DAILLY, H.; NIJIMBERE, S.; LUTTS, S. **Comparative effects of chloride and sulfate salinities on two contrasting rice cultivars (*Oryza sativa* L.) at the seedling stage.** J. Plant Nutr. 2019, 42, 1001–1015.

ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Draft, Avoidance Test for Testing the Quality of Soils and the Toxicity of Chemicals – Part 1: Test with Earthworms (*Eisenia foetida*).** Geneva, Switzerland: ISO, 2008.

JENTSCH, Anke; BEIERKUHNLIN, Carl. **Research frontiers in climate change: effects of extreme meteorological events on ecosystems.** Comptes Rendus Geoscience, v. 340, n. 9-10, p. 621-628, 2008.

JUNGES, Alexandre Luis *et al.* **Efeito estufa e aquecimento global: uma abordagem conceitual a partir da física para educação básica.** Experiências em Ensino de Ciências. Cuiabá. Vol. 13, n. 5 (dez. 2018), p. 126-151, 2018.

KAPUSTA, S. C. **Bioindicação ambiental.** Porto Alegre: Escola Técnica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008. 88 p.

KOLBERT, Elizabeth. **A sexta extinção: uma história não natural.** Editora Intrínseca, 2015.

KOLBERT, Elizabeth. **Field notes from a catastrophe: Man, nature, and climate change.** Bloomsbury Publishing USA, 2015.

KONG, Weidong *et al.* **Characteristics of oxytetracycline sorption and potential bioavailability in soils with various physical–chemical properties.** Chemosphere, v. 87, n. 5, p. 542-548, 2012.

KWEKU, Darkwah Williams *et al.* **Greenhouse effect: greenhouse gases and their impact on global warming.** Journal of Scientific research and reports, p. 1-9, 2017.

LACIS, Andrew A. *et al.* **Atmospheric CO₂: Principal control knob governing Earth's temperature.** Science, v. 330, n. 6002, p. 356-359, 2010.

LAGES, S. C. **Efeitos ecotoxicológicos de herbicidas e inseticidas neonicotinóides na germinação de esporos de fungos micorrízicos arbusculares.** 2019. Tese de Doutorado. Universidade do Estado de Santa Catarina.

MAIA, M. C. A. C. *et al.*, **Evolução Holocênica da Planície Costeira de Jacarepaguá (RJ)**. In: Anais do XXXIII Congresso Brasileiro de Geologia, Rio de Janeiro, 1984. p.105-118.

MANDARINO, F. C.; ARUEIRA, L. R. **Vulnerabilidade à elevação do nível médio do mar na Região Metropolitana do Rio de Janeiro**. Coleção Estudos Cariocas, n. 20120702, p. 1984-7203, 2012.

MARKERT, Bernd A.; BREURE, Anton M.; ZECHMEISTER, Harald G. (Ed.). **Bioindicators and biomonitors**. Elsevier, 2003.

MEIRELES, A.J.A. **Geomorfologia costeira: funções ambientais e sociais** - Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014.

MCKINNON, William B.; KIRK, Randolph L. Triton. **Encyclopedia of the Solar System**, p. 483-502, 2007.

MILLERO, Frank J. *et al.* **The composition of Standard Seawater and the definition of the Reference-Composition Salinity Scale**. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, v. 55, n. 1, p. 50-72, 2008.

MONTE, C. *et al.* 2018. **Spatial variability and seasonal toxicity of dredged sediments from Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil): acute effects on earthworms**. Environmental and Science Pollution Research 25, 34496-34509.

MURRAY-WALLACE, Colin V.; WOODROFFE, Colin D. **Quaternary sea-level changes: a global perspective**. Cambridge University Press, 2014.

NATAL-DA-LUZ, Tiago; RÖMBKE, Jörg; SOUSA, José Paulo. **Avoidance tests in site-specific risk assessment—influence of soil properties on the avoidance response of collembola and earthworms**. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, v. 27, n. 5, p. 1112-1117, 2008.

NATAL-DA-LUZ T, TIDONA S, JESUS B, MORAIS PV, SOUSA JP. **The use of sewage sludge as soil amendment: the need for an eco-toxicological evaluation**. J Soils Sedim 9:246–260. 2009.

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. **Climate Change: Evidences and Causes: Update 2020**. Washington, DC: The National Academies Press. 2020.

NAVARRO, J. M., C. GARRIDO, M. CARVAJAL, AND V. MARTINEZ. 2002. **Yield and fruit quality of pepper plants under sulphate and chloride salinity**. The Journal of Horticultural Science and Biotechnology 77 (1):52–7. doi: 10.1080/14620316.2002.11511456

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

NIEMEYER, Júlia Carina *et al.* **Treated produced water in irrigation: Effects on soil fauna and aquatic organisms**. Chemosphere, v. 240, p. 124791, 2020.

NIVA, C. C.; NIEMEYER, J.; SILVA-JUNIOR, F. M.; NUNES, M. E.; SOUSA, D. L.; ARAGAO, C. W. S.; SAUTTER, K. D.; ESPINDOLA, E. G.; SOUSA, J. P.; ROMBKE, J. 2016. **Soil ecotoxicology in Brazil is taking its course**. Environmental Science and Pollution Research International, 23: 11363-11378

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

NOGUÉS-BRAVO, David *et al.* **Cracking the code of biodiversity responses to past climate change**. Trends in ecology & evolution, v. 33, n. 10, p. 765-776, 2018.

OLIVEIRA, M. J. *et al.* **História geológica e Ciência do clima: Métodos e ori-gens do estudo dos ciclos climá-ticos na Terra**. Terræ, 12 (1): 03-26. 2015.

OWOJORI, O. J.; REINECKE, A. J. **Avoidance behaviour of two eco-physiologically different earthworms (*Eisenia fetida* and *Aporrectodea caliginosa*) in natural and artificial saline soils**. Chemosphere, v. 75, n. 3, p. 279-283, 2009.

OWOJORI, Olugbenga J.; REINECKE, Adriaan J. **Differences in ionic properties of salts affect saline toxicity to the earthworm *Eisenia fetida***. Applied soil ecology, v. 83, p. 247-252, 2014.

OWOJORI, Olugbenga J.; REINECKE, Adriaan J.; ROZANOV, Andrei B. **Effects of salinity on partitioning, uptake and toxicity of zinc in the earthworm *Eisenia fetida***. Soil Biology and Biochemistry, v. 40, n. 9, p. 2385-2393, 2008.

PARTRIDGE, Ian. **Will it rain? The effects of the Southern Oscillation and El Niño on Australia**. Department of Primary Industries, 1994.

Pereira, C.S.; Lopes, I.; Sousa, J.P. & Chelinho, S. 2015. **Effects of NaCl and seawater induced salinity on survival and reproduction of three soil invertebrate species**. Chemosphere, 135: 116–122.

PEREIRA, Carla S. *et al.* **Effects of NaCl and seawater induced salinity on survival and reproduction of three soil invertebrate species**. Chemosphere, v. 135, p. 116-122, 2015.

RASCHKE, Ehrhard *et al.* **The annual radiation balance of the earth-atmosphere system during 1969–70 from Nimbus 3 measurements.** Journal of Atmospheric Sciences, v. 30, n. 3, p. 341-364, 1973.

REINECKE, S. A.; REINECKE, A. J. **The comet assay as biomarker of heavy metal genotoxicity in earthworms.** Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 46, n. 2, p. 208-215, 2004.

RIAHI, Keywan *et al.* **RCP 8.5—A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions.** Climatic change, v. 109, n. 1, p. 33-57, 2011.

RICE, Karen C.; HONG, Bo; SHEN, Jian. **Assessment of salinity intrusion in the James and Chickahominy Rivers as a result of simulated sea-level rise in Chesapeake Bay, East Coast, USA.** Journal of Environmental Management, v. 111, p. 61-69, 2012.

RONQUIM, Carlos César. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais.** Embrapa Territorial-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E), 2010.

SALGADO-LABOURIAU ML (1994) **História ecológica da Terra.** Editora Edgard Blücher Ltda, São Paulo, 370 pp.

SANTOS HG dos, Jacomine PKT, Anjos LHC dos, *et al* (2018) **Brazilian soil classification system**, 5th ed. re. Embrapa, Brasília.

SEGAT, Julia Corá. **Avaliação ecotoxicológica da aplicação de dejetos líquidos de suínos em solos subtropicais /** Tese de doutorado. Lages - 2016. 304 p.

SINGH, Dharmesh *et al.* **Tropical forest conversion to rubber plantation affects soil micro- & mesofaunal community & diversity.** Scientific reports, v. 9, n. 1, p. 1-13, 2019.

SINGH, Sharanpreet; SINGH, Jaswinder; VIG, Adarsh Pal. **Earthworm as ecological engineers to change the physico-chemical properties of soil: soil vs vermicast.** Ecological engineering, v. 90, p. 1-5, 2016.

SISINNO, C. L. S. *et al.* **Importância e aplicações dos ensaios ecotoxicológicos com oligoquetas.** Capítulo de livro. In: NIVA, C. C.; BROWN, G. G. Ecotoxicologia terrestre: métodos e aplicações dos ensaios com oligoquetas. Embrapa Cerrados-Livro científico (ALICE), 2019.

SPASOJEVIĆ, Jelena *et al.* **The role of organic matter and clay content in sediments for bioavailability of pyrene.** Water Science and Technology, v. 77, n. 2, p. 439-447, 2018.

SUGUÍO, Kenitiro *et al.* **Flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário Superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira.** Revista Brasileira de Geociências, v. 15, n. 4, p. 273-286, 1985.

TERZIEV, Venelin; RADOVIĆ, V. M.; ARABSKA, Ekaterina. **Biodiversity risks of natural disasters and extreme climatic events in Serbia.** 2014.

TRENBERTH, Kevin E. **The definition of el nino.** Bulletin of the American Meteorological Society, v. 78, n. 12, p. 2771-2778, 1997.

TRUHAUT, R. **Ecotoxicology—A New Branch of Toxicology: A General Survey of its Aims Methods, and Prospects.** In: Ecological Toxicology Research. Springer, Boston, MA, 1975. p. 3-23.

VAN GESTEL, Cornelis AM. **Soil ecotoxicology: state of the art and future directions.** ZooKeys, n. 176, p. 275, 2012.

VEZZONE, Mariana *et al.* **Influência da Salinidade na Toxicidade de Sedimentos Dragados da Lagoa Rodrigo de Freitas e Baía de Guanabara (RJ): Efeitos Tóxicos em Minhocas.** Anuário do Instituto de Geociências, v. 42, n. 4, p. 7-17, 2020.

VEZZONE, Mariana *et al.* **Metal pollution in surface sediments from Rodrigo de Freitas Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): Toxic effects on marine organisms.** Environmental pollution, v. 252, p. 270-280, 2019.

VEZZONE, Mariana *et al.* **Technogenic deposits formed from dredged sediments deposition: toxic effects on earthworms.** Journal of Soils and Sediments, v. 20, n. 11, p. 3994-4006, 2020.

Viana, J. C.; Sifedine, A.; Turcq, B.; Albuquerque, A. L.; Moreira, L. S.; Gomes, D. F.; Cordeiro, R. C. 2014. **A late Holocene paleoclimate reconstruction from Boqueirão Lake sediments, northeastern Brazil.** Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 415(1): 117-126

VIEIRA, Percy Corrêa. **Variações do nível, marinho: alterações eustáticas no Quaternário.** Revista do Instituto Geológico, v. 2, n. 1, p. 39-57, 1981.

VINDIMIAN, Eric. **The role of ecotoxicology for monitoring ecosystem health.** In: Freshwater Forum. 2001. p. 91-97.

WALLACE, J. M.; HOBBS P. V., 2006, **Atmospheric science - an introductory survey,** second edition, Academic Press, 483 pp.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis.** London: Hall International, 1998.