



Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>



Soil salinization in scenario of sea level rise in the Jacarepaguá coastal plain (Rio de Janeiro, RJ): toxicity to earthworms*

Domynique da Silva Santos¹, Ricardo Gonçalves Cesar¹, Helena Polivanov², Rodrigo Sardinha Lourenço¹, Gustavo Teixeira Koifman¹, Yan Ribeiro de Almeida Fernandes¹

¹ Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ. Instituto de Geociências, Departamento de Geografia, Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos (LECOTOX). Avenida Athos da Silveira Ramos, 274. Ilha da Cidade Universitária, Rio de Janeiro (RJ), domyniquesantos@yahoo.com (corresponding author), ricardogc.geo@gmail.com, rodrigoslou@gmail.com, gustavo.laranjeiras@gmail.com, yan.ralfer@gmail.com. ² Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ. Instituto de Geociências, Departamento de Geologia. Setor de Geologia de Engenharia e Ambiental. Avenida Athos da Silveira Ramos, 274. Ilha da Cidade Universitária, Rio de Janeiro (RJ), hpolivanov@gmail.com - * Part of the master's thesis of the first author.

Artigo recebido em 19/02/2022 e aceito em 13/06/2022

ABSTRACT

This work consists of the evaluation of potential toxicity levels to earthworms (*Eisenia andrei*) related to soil salinization in scenario of sea level rise in the Jacarepaguá coastal plain (RJ). The most vulnerable soil classes to salinization were identified with the support of geotechnologies, and two of them were selected to be salinized with sea water. Mortality and avoidance bioassays with *E. andrei* were applied to the soils. Soil characterization was performed to support the interpretation of bioassays data. To study toxic effects associated with the components of the sea salt, bioassays with NaCl and Na₂SO₄ were also executed. The salt dose that cause mortality (LC₅₀) or avoidance responses (EC₅₀) to 50% of the organisms were estimated through Probit analysis. Spodosols and Gleysols were identified as vulnerable soil classes. The Spodosol exhibited very sandy texture, while the Gleysol presented fine texture. The organic carbon content was 4.88% in the Gleysol, and 0.21% in Spodosol. Mortality bioassays with sea salt showed that Spodosol exhibited the highest toxicity level (LC₅₀ = 2.9 g/kg), while avoidance responses were more effective in Gleysol (EC₅₀ = 0.6 g/kg). The bioassays with NaCl indicated that this salt is the main factor of toxicity related to sea salt exposure (LC₅₀ in Spodosol = 2.4 g/kg), while Na₂SO₄ had a secondary role in the toxicity. Finally, soil properties played a relevant role in the toxicity, especially sandy texture that tends to increase the bioavailability levels of salts.

Keywords: sea salt, *Eisenia andrei*, climate change.

Salinização de solos em cenário de aumento do nível do mar na Baixada de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ): toxicidade para minhocas

RESUMO

Este trabalho consiste na avaliação dos efeitos tóxicos da salinização de solos sobre minhocas (*Eisenia andrei*), em cenário de aumento do nível do mar na planície de Jacarepaguá (RJ). Com apoio de geotecnologias, foram identificadas as classes pedológicas mais vulneráveis à salinização, sendo duas delas selecionadas para salinização com água do mar. Bioensaios de mortalidade e de fuga com *E. andrei* foram aplicados às amostras. Os solos foram caracterizados visando oferecer suporte à interpretação dos dados de bioensaios. Para estudar o efeito tóxico dos constituintes do sal marinho, bioensaios com NaCl e Na₂SO₄ foram executados. A dose de sal capaz de causar a morte (CL₅₀) ou fuga (CE₅₀) de 50% dos organismos foi estimada pela análise de Probit. Dentre os solos mais vulneráveis, destacam-se o Gleissolo e o Espodossolo. O Espodossolo exibiu predominância da fração areia, enquanto o Gleissolo apresentou textura fina. O teor de carbono orgânico das amostras foi de 4,88% no Gleissolo e 0,21% no Espodossolo. Os bioensaios de mortalidade com sal marinho indicaram que o Espodossolo exibiu a mais alta toxicidade (CL₅₀ = 2,9 g/kg), enquanto as respostas de fuga foram maiores em Gleissolo (CE₅₀ = 0,6 g/kg). Os bioensaios com NaCl indicam que este sal é o principal fator de toxicidade do sal marinho (CL₅₀ em Espodossolo = 2,4 g/kg), enquanto o Na₂SO₄, embora tóxico aos organismos, tem papel secundário. Por fim, as propriedades dos solos exercem influência na toxicidade, especialmente a textura arenosa que tende a aumentar a biodisponibilidade dos sais.

Palavras-chave: Sal marinho, *Eisenia andrei*, mudança climática.

Introdução

As últimas décadas foram marcadas por uma crescente preocupação 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*) aponta que o nível de CO₂ lançado na atmosfera já alcança o valor de 49 Gt/ano, acompanhado por uma emissão de 570 Mt de CH₄ (IPCC, 2014). O aumento na concentração desses gases tem resultado no incremento da temperatura média global, com consequências sobre processos atmosféricos e oceanográficos (Mikhaylov et al., 2020). Tais alterações induzem à ocorrência de fenômenos meteorológicos e climáticos extremos, causando perturbações importantes aos ecossistemas (Jentsch, 2008; Terziev, 2014).

A fauna de solo se mostra particularmente vulnerável às alterações ambientais causadas por mudanças climáticas, já que são altamente sensíveis a variações de umidade, temperatura e salinidade do solo (Singht et al., 2019). Contudo, a perda de biodiversidade de solo resulta no comprometimento de importantes serviços ecossistêmicos, visto que os invertebrados edáficos exercem influência sobre as propriedades do substrato pedológico. Tais organismos são capazes, por exemplo, de incrementar o teor de matéria orgânica, agregabilidade, permeabilidade e porosidade dos solos, reduzindo sua suscetibilidade à erosão hídrica (De Aquino, 2005; Melo-Junior, 2012; Brown et al., 2015). Além disso, organismos de solo desempenham papel relevante na fertilidade, aeração e atividade pedo-microbiana, incluindo fungos micorrízicos - essenciais à agricultura (Baretta et al., 2011).

O nível do mar variou naturalmente ao longo do tempo geológico em função das oscilações do clima (Salgado-Laboriau, 1994). Nos períodos glaciais, a expansão das geleiras implica em recuos no nível das águas, uma vez que grandes porções ficam retidas nos glaciares. Em períodos 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). Além disso, o nível do mar variou substancialmente ao longo da costa brasileira durante o Quaternário (Suguio et al. 2011; Pereira et al. 2021). Alguns autores relatam que o aumento potencial do nível do mar oferece riscos aos ecossistemas costeiros, o que inclui a. salinização de aquíferos, de sistemas fluviais e de

solos, com consequente perda de biodiversidade (Pereira et al. 2015; Colombani et al. 2016).

Bioindicadores de qualidade ambiental têm sido amplamente utilizados no prognóstico de danos ecológicos em cenários envolvendo contaminações e/ou outras alterações ambientais, incluindo aquelas provocadas por mudanças climáticas. Neste sentido, as 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 (Pereira et al., 2015; Niva et al., 2016), uma vez que são organismos de alta relevância ecológica, representam boa parte da biomassa do solo (quando presentes) e que prestam importantes serviços ecossistêmicos (Brown & Dominguez, 2010; Brown et al. 2015).

As propriedades dos solos exercem papel relevante na mobilidade espacial, disponibilidade e toxicidade de contaminantes para a fauna edáfica (Cesar et al. 2015; Liu et al. 2018). Em cenário de transgressão marinha, a salinização dos ecossistemas costeiros pode causar sérios danos à biodiversidade do solo (Pereira et al. 2015), sendo portando importante conhecer a toxicidade prévia dos sais marinhos em função da variabilidade espacial das classes pedológicas, especialmente aquelas mais vulneráveis a eventos de inundação. Este tipo de informação é essencial a qualquer tipo de planejamento ou tomada de decisão referente a gestão de riscos ligados a mudanças climáticas, o que inclui o aumento da resiliência e proteção de ecossistemas mais vulneráveis à salinização.

A planície costeira de Jacarepaguá é uma área de expansão urbana recente na cidade do Rio de Janeiro e que demanda por políticas públicas e de gestão de biodiversidade (Magalhaes et al. 2017; Rodrigues et al. 2020). 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. Assim, 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 toxicidade de solos salinizados em cenário de aumento do nível do mar na planície costeira de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ), com o apoio de

bioensaios utilizando minhocas (*Eisenia andrei*) como indicadores ambientais. 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.

Material e método

Área de estudo

A planície costeira 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 no Rio de Janeiro – demandando por políticas de planejamento urbano e regional, incluindo programas de habitação e de

conservação da biodiversidade. Dessa maneira, avaliações prospectivas de risco ecológico podem fornecer informações úteis a um imperativo e urgente ordenamento territorial.

A baixada de Jacarepaguá está localizada na Zona Oeste do município do Rio de Janeiro e compreende uma região de aproximadamente 120 km², com relevo relativamente plano entremeadado 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 1). Trata-se de uma planície fluvio-marinha, cuja formação está relacionada às oscilações quaternárias do nível do mar. Três importantes lagoas costeiras ocorrem nesta planície: Lagoas da Tijuca, de Jacarepaguá e de Marapendi – altamente impactadas pelo assoreamento, eutrofização e despejo de rejeitos industriais (Magalhães et al. 2017; Macena et al. 2020).

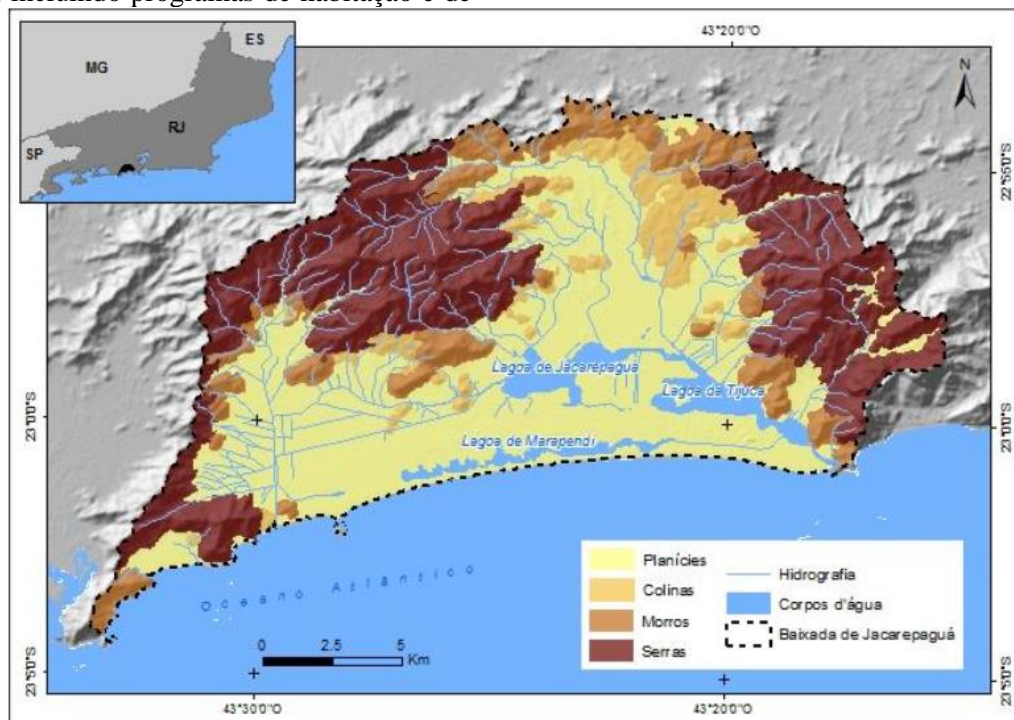


Figura 1. Mapa geomorfológico da Bacia de Jacarepaguá, mostrando o domínio serrano, a baixada e as principais lagoas: da Tijuca, de Jacarepaguá e Marapendi. Fonte: Silva et al. (2014).

A baixada de Jacarepaguá está inserida no bioma Mata Atlântica, e concentra ecossistemas de alta biodiversidade, como manguezais, brejos e restingas e severamente ameaçados pelo crescimento urbano desordenado (Magalhaes et al. 2017; Diez & Montezuma, 2021).

A pedologia regional é caracterizada pela ocorrência de solos hidromórficos (por exemplo, Gleissolos e Organossolos), bem como solos de textura arenosa formados a partir de depósitos flúvio-marinhos (por exemplo, Espodossolos e Neossolos Quartzarênicos) (Cabral et al. 1979; Lumbreras e Gomes, 2004)

Simulação da transgressão marinha

Para verificar as classes de solos mais potencialmente vulneráveis ao aumento no nível do oceano, adotou-se um dos cenários do IPCC, simulado através do uso de um software de geoprocessamento. O IPCC, em seus relatórios de 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. Para este trabalho, optou-se por utilizar o modelo mais pessimista de progressão (pior cenário de risco ecológico), o RCP8.5, que trabalha com um aumento da temperatura média global em 3,7°C (variando entre 2,6°C e 4,8°C) até o final do século.

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 (Lumbreras e Gomes, 2004). 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: (i) a área total atingida; (ii) solos com teores mais baixos de sal em condições naturais; (iii) presença confirmada em campo de pedofauna; e (iv) solos cujas características favorecem o aumento da biodisponibilidade de sais marinhos para os organismos, tais como textura arenosa e baixos teores de matéria orgânica (pior cenário de risco ecológico) (Cesar et al. 2015; Liu et al. 2018; Vezzzone et al. 2020).

Amostragem

As classes de solo coletadas foram definidas conforme a simulação de transgressão marinha, bem como nos critérios supracitados. As coletas foram realizadas nas baixadas de Jacarepaguá (Parque Chico Mendes), 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). As classes de solo selecionadas (Gleissolo e Espodossolo) estão indicadas e justificadas na sessão de Resultados e Discussão.

A salinização dos solos em laboratório foi realizada com água do mar, a qual foi coletada na Praia de Grumari, no Rio de Janeiro. Essa localidade foi escolhida devido ao fato de estar inserida 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 água foi armazenada em recipientes de vidro e mantida sob refrigeração a 5°C até seu uso nos experimentos. A salinidade da água do mar foi determinada em triplicata com base na evaporação em estufa a 110°C de 200mL de água em um becker de vidro.

Caracterização dos solos

A análise granulométrica do Gleissolo foi obtida através de dados secundários de Vezzzone et al. (2020). A granulometria do espodossolo foi efetuada com base no procedimento descrito em Embrapa (1997) – o mesmo utilizado por Vezzzone et al., (2020). A densidade do solo foi determinada a partir da divisão da massa da amostra seca por 6 horas na estufa pelo seu volume, conforme descrito em Embrapa (1997).

A determinação do teor de carbono orgânico total (TOC) em Gleissolo foi em obtido em Vezzzone et al (2020). A quantificação do COT em Espodossolo foi realizada com base no mesmo procedimento de Vezzzone et al. (2020), que inclui a pirolise de amostra previamente submetida a uma lavagem com HCl sendo a determinação do COT efetuada no equipamento LECO SNS. A capacidade de retenção de água (CRA) dos solos foi determinada com base no procedimento descrito em ISO (1999).

Bioensaios de mortalidade com minhocas (*Eisenia andrei*)

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. O bioensaio agudo, com duração de 14 dias, consiste na exposição de 10 indivíduos adultos de peso similar (entre 0,300 e 0,600mg) a diferentes doses do contaminante em um recipiente preenchido com 500g de solo (ISO, 1998). O teste foi realizado em quadruplicata, em um total de 40 organismos por dose (10 organismos por cada réplica). Antes do início do teste, os animais foram previamente separados e acondicionados em recipientes contendo papel absorvente umedecido, durante 24h, para expelir seu conteúdo intestinal. A umidade das amostras de solo 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 16:8h (luz:escuridão) (ISO, 1998). 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).

Réplicas adicionais de solo artificial sem adição de sal foram também adicionadas aos experimentos, de forma a garantir a qualidade dos resultados. O teste é considerado válido quando a mortalidade dos organismos em solo artificial e em solo natural puro é $\leq 10\%$. A composição do solo artificial está descrita em Garcia (2004): 70% de areia quartzosa, 20% de caulim e 10% do pó da fibra de casca de coco.

As doses de sal marinho usadas nos bioensaios foram inicialmente baseadas em Vezzoni et al. (2019), que estudaram a toxicidade de sais marinhos em Latossolos e Chernossolos com o apoio de bioensaios agudos com *E. andrei*. Com base naqueles gradientes de dose de sal, ensaios preliminares foram conduzidos 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: 0g, 1g, 2g, 3g, 4g, 5g, 6g, 7g, 8g, 10g e 12g. A contaminação dos solos se deu com base na determinação previa da salinidade da água do mar, sendo que a mesma foi utilizada para o ajuste da CRA dos solos. Para a dose de 0g (isto, sem adição de sal), o solo foi umedecido somente com água destilada.

Bioensaios complementares foram realizados contaminando os solos com cloreto de

sódio (NaCl) e sulfato de sódio (Na₂SO₄), os dois principais componentes do sal marinho (Millero et al. 2018) – visando entender a contribuição isolada de cada um desses sais na toxicidade. 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, o ensaio foi realizado somente no 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 maior de exposição (ISO, 1998). Esse teste foi realizado apenas com o sal marinho pois é o principal contaminante de interesse neste trabalho. 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.

Bioensaios de fuga com minhocas (*Eisenia andrei*)

O bioensaio de fuga (*avoidance test* - ISO, 2008) tem duração de 48h, durante as quais os organismos são mantidos em um recipiente dividido em duas seções de mesma área com o auxílio de uma divisória plástica. Após a disposição dos solos no recipiente-teste, a divisória é retirada e as minhocas são depositadas na interface dos solos, para transitarem entre ambas as sessões de solos (Figura 2). O ensaio foi executado com três (3) réplicas contendo 10 organismos adultos de peso semelhante. O teste foi mantido em incubadora a 22°C e ciclos de 16:8h (luz:escuridão) e realizado com três réplicas.

Para garantia da qualidade dos resultados, réplicas adicionais contendo solo natural puro (sem adição de sal) em ambas as sessões foram adicionadas aos ensaios. Ao fim do ensaio, espera-se que uma distribuição equânime dos organismos entre as seções (*Dual Control Test*).



Figura 2. Bioensaio de fuga com *Eisenia andrei*: solo contaminado e controle depositados nas réplicas, com a presença da divisória plástica entre as amostras (A); minhocas introduzidas na interface entre os solos (B); parcela fechada com plástico filme e organismos penetrando o solo (C).

Ao final do teste, contabilizou-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 “função de habitat limitada” (ISO, 2008). Estes ensaios de fuga foram realizados somente com solos contaminados com sal marinho, o estressor de maior interesse neste trabalho. As doses de sal aplicadas aos solos foram baseadas nos resultados obtidos nos bioensaios agudos (de 14 dias), de forma que foram prioritariamente testadas dosagens que não causaram efeito letal agudo aos organismos.

Tratamento estatístico

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 PriProbit (Sakuma, 1998). 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 de fuga, a significância das referidas diferenças foi avaliada com base no Fisher Exact Test (Natal-da-Luz et al. 2009; Cesar et al. 2015).

Resultados e discussão

Simulação da transgressão marinha e solos afetados

As figuras 3 e 4 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 lagunas 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 (Barcellos et al. 1988; Magalhães et al. 2017; Rodrigues et al. 2020).

Considerando um cenário de aumento do nível do mar, a dragagem das lagunas 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 Mandarin

Arueira (2012), e que outros trabalhos podem empregar parâmetros adicionais e, por consequência, identificar outras áreas de vulnerabilidade.

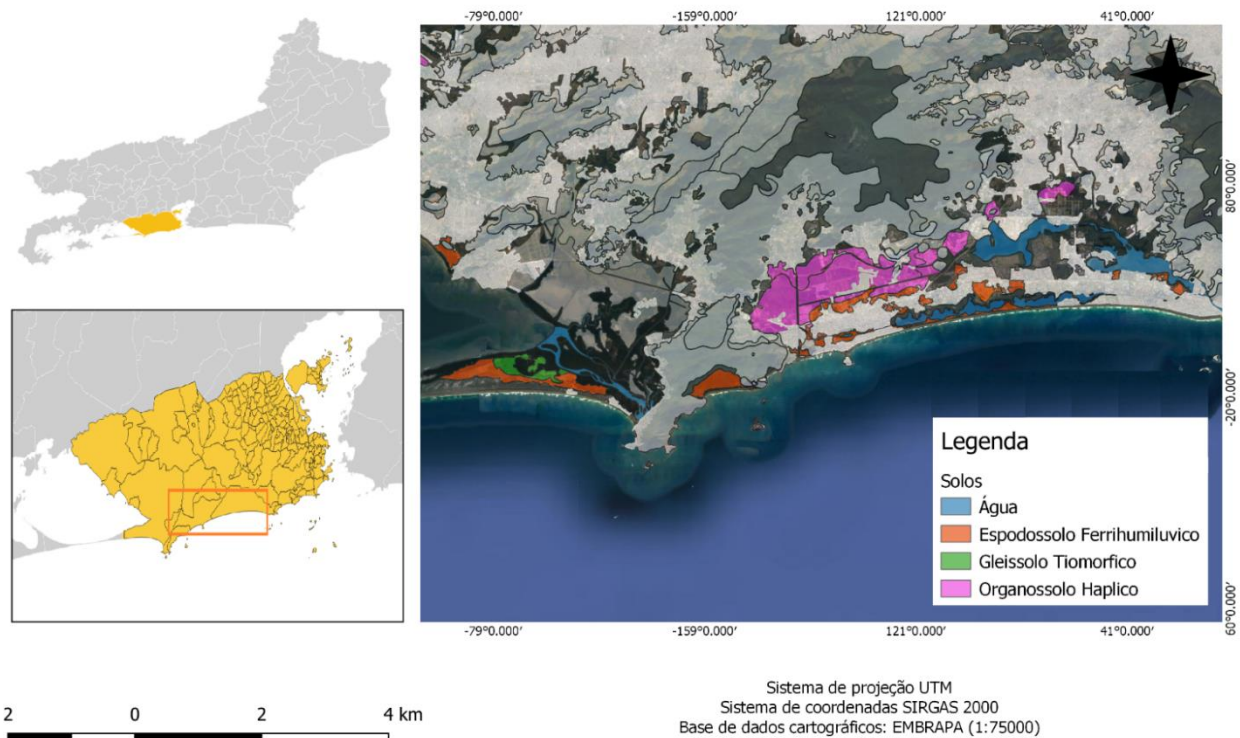


Figura 3 - Distribuição espacial das manchas de Espodossolo, Gleissolo e Organossolo na Baixada de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ). Localização dos solos baseado em Lumbreras e Gomes (2004).

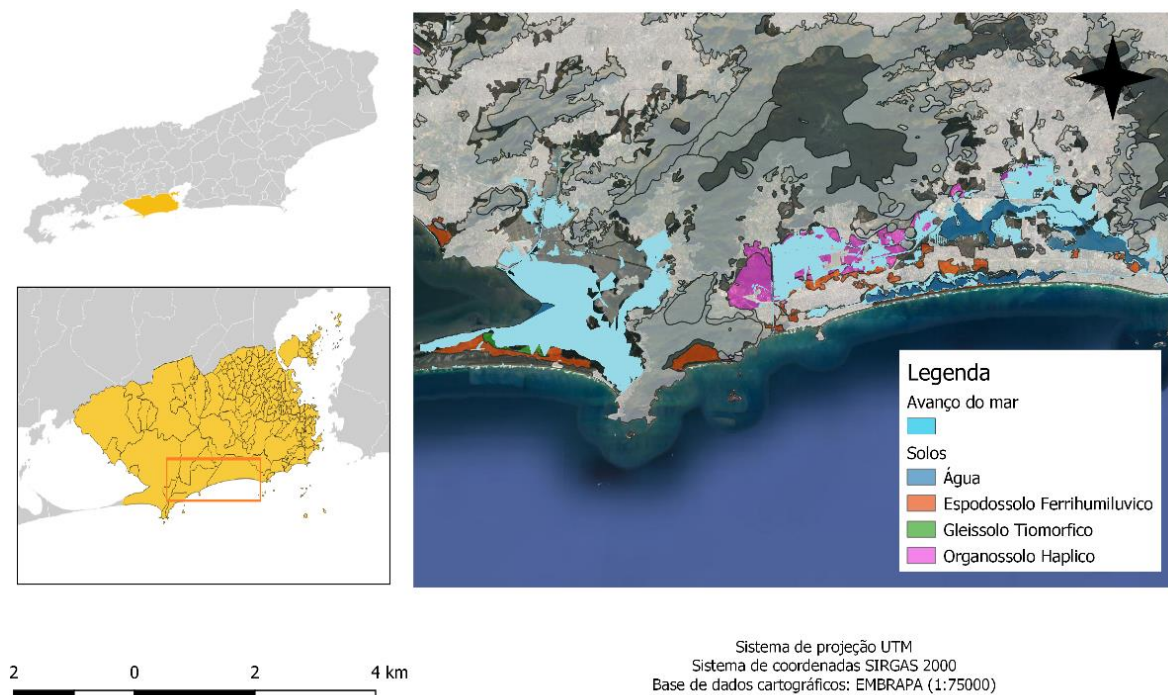


Figura 4. Distribuição espacial do avanço do nível do mar sobre solos da baixada de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ). Localização dos solos baseado em Lumbreras e Gomes (2004).

Levando-se em conta a área total atingida pela inundação (~ 77.354 km²), os solos mais impactados pela subida do nível do mar são o Organossolo Háptico (12,02%), Gleissolo Tiomórfico (9,46%) e Espodossolo Ferrihumiluvico (2,26%) – sendo o primeiro o de maior expressão espacial. Neste trabalho, serão mostrados os resultados obtidos somente com amostras de Espodossolo e Gleissolo. 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 Vezzoni 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.

Caracterização dos materiais

A Tabela 1 apresenta alguns aspectos físicos e químicos das amostras de Gleissolo e Espodossolo utilizadas neste trabalho. Vale ressaltar que, no caso do Gleissolo, os dados foram compilados de Vezzoni et al. (2020), que caracterizou a mesma amostra usada neste trabalho.

Tabela 1. 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)		DI	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 flúvio-marinhos 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, seu valor de densidade (2,51 g/cm³) é um reflexo de sua mineralogia predominantemente quartzosa, visto que a densidade do quartzo corresponde a 2,65 g/cm³ (Guzzo, 2008).

Em concordância com seu alto teor de areia quartzosa (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. Além disso, o Gleissolo utilizado neste trabalho é de textura predominantemente siltosa (68,4% de silte; 5,6% de argila), alto teor de carbono orgânico (4,88%) e contém argilominerais do tipo 2:1 de alta CTC (ilita - 11,9% e vermiculita - 5,5%) e caulinita (78,6%) (Vezzoni et al., 2020). A textura mais fina associada à ocorrência de argilominerais 2:1 (ilita e vermiculita) também contribuem para o aumento da CRA em Gleissolo.

Por fim, a determinação da concentração de sal marinho na água do mar, coletada em Grumari, foi de 41,9 g/L. Este valor de salinidade foi considerado na hora de contaminar os solos com sal marinho.

Bioensaios com sal marinho em solos artificiais

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 5A. 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).

Os resultados referentes ao teste de fuga utilizando solos artificiais salinizados com água do mar estão demonstrados na Figura 5B. 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).

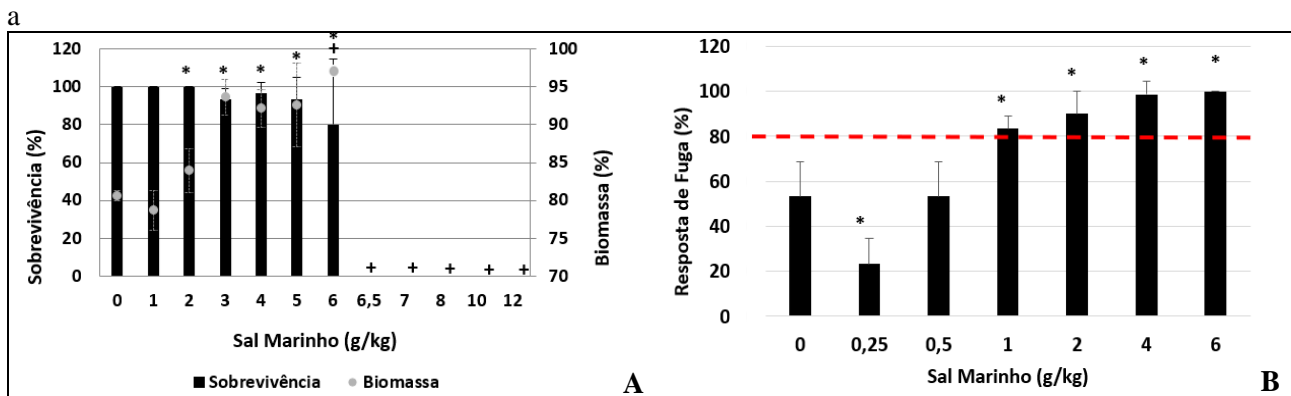


Figura 5. Bioensaios de mortalidade (A) e de fuga (B) com *Eisenia andrei* em solos artificiais contaminados com sal marinho: sobrevivência e variação da biomassa dos organismos sobreviventes após 14 dias de exposição (A); e respostas de fuga após 2 dias de exposição (B). * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle. 0% = solo controle (solo sem adição de contaminante). A linha tracejada representa o limite para “função de habitat” do solo (ISO, 2008).

Bioensaios com sal marinho em Gleissolo

Os resultados referentes à determinação da ecotoxicidade aguda do sal marinho em Gleissolo estão indicados na Figura 6A. 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).

Os resultados observados para o bioensaio de fuga utilizando Gleissolo contaminado com água do mar estão exibidos na Figura 6B. 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.

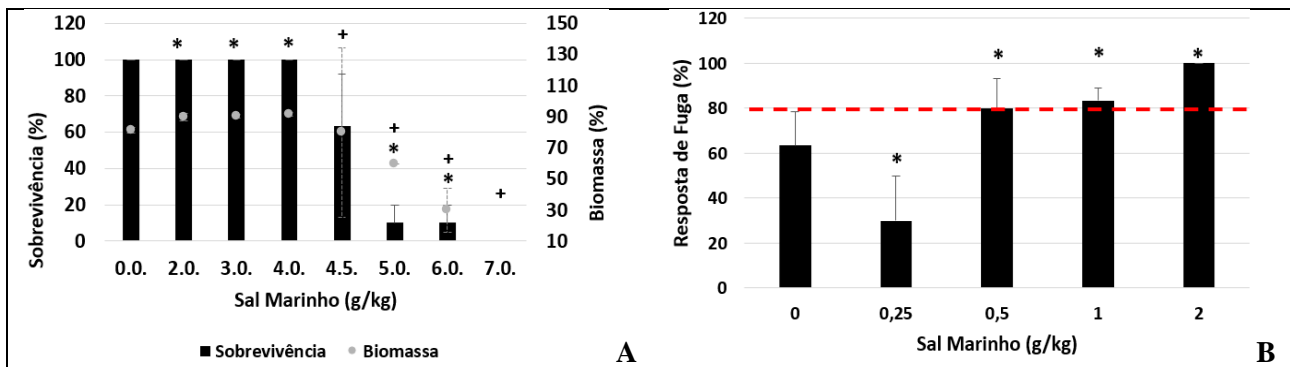


Figura 6. Bioensaios de mortalidade (A) e de fuga (B) com *Eisenia andrei* em Gleissolos contaminados com sal marinho: sobrevivência e variação da biomassa dos organismos sobreviventes após 14 dias de exposição (A); e respostas de fuga após 2 dias de exposição (B). * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle. 0% = solo controle (solo sem adição de contaminante). A linha tracejada representa o limite para “função de habitat” do solo (ISO, 2008).

Bioensaios com sal marinho em Espodossolo

Os dados relativos aos efeitos letais e de variação de biomassa associados à exposição ao Espodossolo contaminado com sal marinho estão descritos na Figura 7A. 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.

Os resultados referentes ao bioensaio de fuga utilizando Espodossolo contaminado com sal marinho estão demonstrados na Figura 7B. 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.

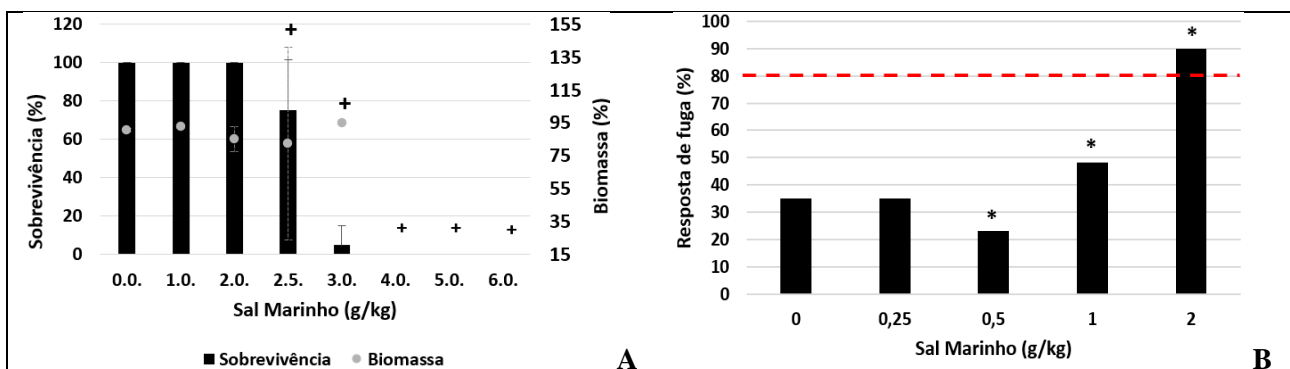


Figura 7. Bioensaios de mortalidade (A) e de fuga (B) com *Eisenia andrei* em Espodossolos contaminados com sal marinho: sobrevivência e variação da biomassa dos organismos sobreviventes após 14 dias de exposição (A); e respostas de fuga após 2 dias de exposição (B). * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle. 0% = solo controle (solo sem adição de contaminante). A linha tracejada representa o limite para “função de habitat” do solo (ISO, 2008).

Os resultados observados no bioensaio crônico de 28 dias de exposição utilizando Espodossolo contaminado com sal marinho estão demonstrados na Figura 8. 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).

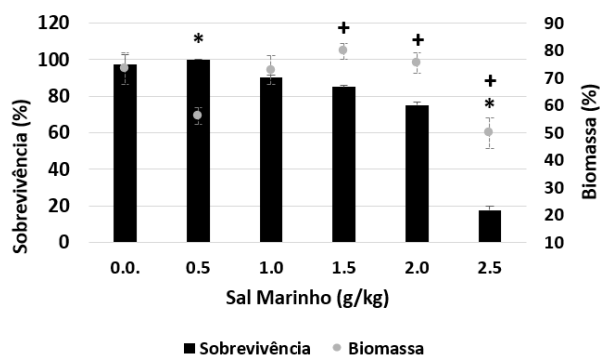


Figura 8. Bioensaio crônico de mortalidade com *Eisenia andrei* em Espodossolo contaminado com sal marinho: sobrevivência e variação da biomassa dos organismos sobreviventes após 28 dias de exposição). * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle. 0% = solo controle (solo sem adição de contaminante).

Panorama geral dos dados de bioensaios com sal marinho

Os resultados dos bioensaios realizados com solos contaminados com sal marinho estão sintetizados na Tabela 2. A comparação dos valores de CL₅₀, CEO e CENO 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). Um aspecto interessante desta ordem é que o solo artificial foi o menos tóxico (maior valor de CL₅₀), 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 (Werner et al. 2020). Possivelmente por essa razão, a toxicidade em Espodossolo foi ainda maior do que a encontrada em solo artificial

Tabela 2. Panorama geral dos resultados dos bioensaios de mortalidade e de fuga com *Eisenia andrei* em distintos tipos de solos contaminados 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 Crônico (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 carbono orgânico 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).

Os resultados referentes ao teste agudo de 28 dias mostraram que o valor de CL_{50} (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 Vezzoni 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 ($CE_{50} = 0,6$ g/kg) > Solo artificial ($CE_{50} = 1,0$ g/kg) > Espodossolo ($CE_{50} = 1,8$ 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-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 (micro-minhocas) possuem uma biologia muito próxima e, dessa forma, é válida uma comparação. O valor de CE_{50} de reprodução de enquitreídeos foi de 0,56 g/kg, semelhante aos valores encontrados neste trabalho em bioensaios de fuga em solos artificiais ($CE_{50} = 1$; intervalo de 95% de confiança = 0,5 – 1,7 g/kg) e Gleissolo ($CE_{50} = 0,6$ g/kg). Aparentemente, colêmbolos (CE_{50} de reprodução = 0,63 g/kg) e ácaros (CE_{50} 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 NaCl

Os resultados referentes aos efeitos tóxicos agudos do NaCl para *E. andrei* em solos artificiais estão demonstrados na Figura 9. 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.

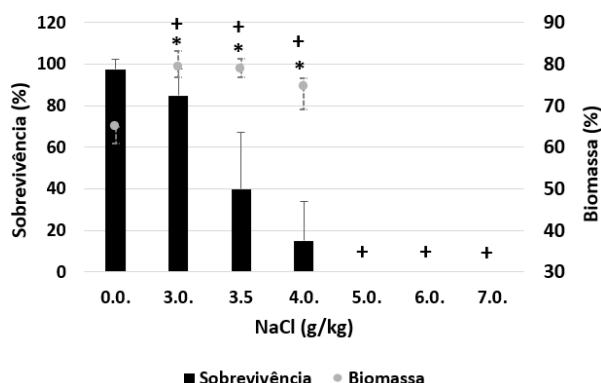


Figura 9. Bioensaio de mortalidade com *Eisenia andrei* em solos artificiais contaminados com cloreto de sódio (NaCl): sobrevivência e variações da biomassa dos organismos sobreviventes após 14 dias de exposição. * = biomassa significativamente

diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle

Os resultados relativos aos efeitos letais e variação da biomassa corporal de *E. andrei* em Gleissolo contaminado com NaCl estão descritos na Figura 10. Doses ≥ 5 g/kg provocaram mortalidade 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).

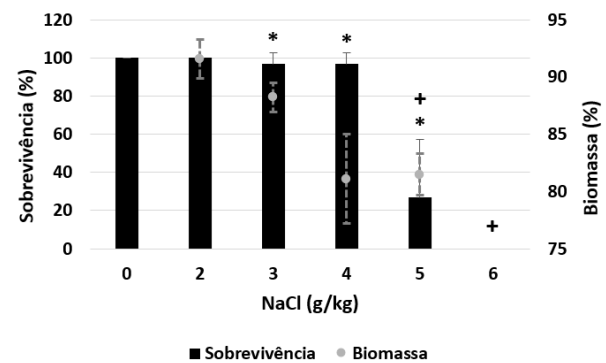


Figura 10. Bioensaio de mortalidade com *Eisenia andrei* em Gleissolo contaminado com cloreto de sódio (NaCl): sobrevivência e variações da biomassa dos organismos sobreviventes após 14 dias de exposição. * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle* = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle

Os resultados referentes à toxicidade aguda do NaCl para *Eisenia andrei* em Espodossolo estão indicados na Figura 11. 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.

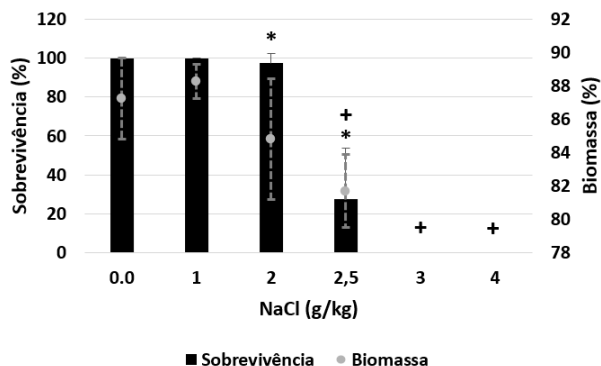


Figura 11 - Bioensaio de mortalidade com *Eisenia andrei* em Espodossolo contaminado com cloreto de sódio (NaCl): sobrevivência e variações da biomassa dos organismos sobreviventes após 14 dias de exposição. * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle* = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente diferente do controle.

Panorama geral dos dados de bioensaios com NaCl

A Tabela 3 apresenta os valores de CENO, CEO e CL₅₀ 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 (CL₅₀ = 2,4 g/Kg) > Solo artificial (CL₅₀ = 3,4 g/Kg) > Gleissolo (CL₅₀ = 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 grossa 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; Vezzzone et. al., 2019; Monte et. al., 2018).

Tabela 3. Panorama geral dos resultados dos bioensaios de mortalidade com *Eisenia andrei* em distintos tipos de solos contaminados com cloreto de sódio (NaCl). 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. 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	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 grossa 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 grossa, o teor de areia (98%) é maior e o teor de carbono orgânico (0,21%) em Espodossolo é muito menor – acarretando em níveis maiores de toxicidade para o Espodossolo.

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 (Vezzzone 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 CL_{50} de NaCl em solo artificial utilizando *Eisenia fetida*, de 6 g/kg, o que difere do valor encontrado neste presente trabalho para solos artificiais (CL_{50} = 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 no presente trabalho utilizou-se o pó da fibra de casca de coco (Garcia, 2004). Além disso, a mineralogia da areia utilizada neste presente trabalho é basicamente quartzosa e não existe qualquer tipo de padronização em quanto à mineralogia da areia a ser 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 neste 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 a manutenção do equilíbrio osmótico (Monte et. al., 2018; Vezzoni 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 nos organismos, induzindo o rompimento do tecido epitelial (e morte do organismo) pela absorção excessiva de água.

Bioensaios com Na_2SO_4

Nesta seção serão apresentados os resultados referentes ao estudo da toxicidade do Na_2SO_4 sobre o solo que apresentou a maior toxicidade aguda em experimentos com sal marinho e NaCl (pior cenário de risco): o Espodossolo. Portanto, esta classe de solo foi escolhida por exibir os menores valores de CL_{50} em exposição aguda nos experimentos com sal marinho e NaCl.

Os resultados relativos a este ensaio estão apresentados na Figura 12. 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 (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.

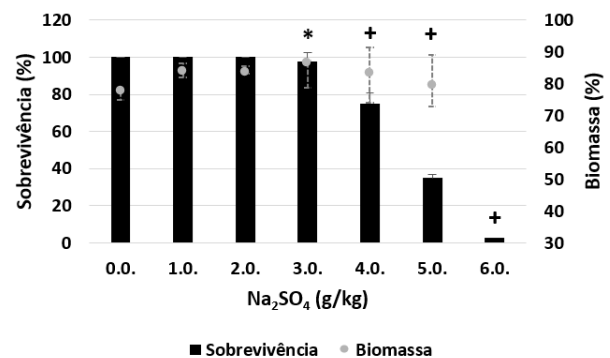


Figura 12. Bioensaio de mortalidade com *Eisenia andrei* em Espodossolo contaminado com sulfato de sódio (Na_2SO_4): sobrevivência e variações da biomassa dos organismos sobreviventes após 14 dias de exposição. * = biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). + = mortalidade significativamente 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 Espodossolo (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 (2014) 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 limita a emissão de prognósticos de risco ecológico em solos tropicais. Em adição a este fato, ressalta-se a carência de trabalhos realizados em solos 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., 2012; Bianchi, 2013; Vezzoni et al., 2019; Niemeyer et al., 2020).

Tentativa de isolamento da toxicidade intrínseca ao NaCl e Na_2SO_4

Nesta seção serão apresentadas comparações entre a toxicidade do sal marinho, NaCl e do Na_2SO_4 – como suporte ao isolamento potencial dos efeitos dos dois últimos sais na toxicidade observada com sais marinhos.

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 encontradas semelhanças entre a toxicidade da água do mar e do NaCl, observou-se algumas diferenças nos valores de CL_{50} . Em Espodossolo, a CL_{50} de água do mar (2,9 g/kg) foi maior que a encontrada para NaCl (2,4 g/kg). De forma semelhante, a CL_{50} 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 CL_{50} 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, o NaCl tende a ser mais tóxico que o sal marinho (especialmente em solos muito arenosos, caso do Espodossolo e do solo artificial). Isso se dá, pois, a concentração de íons de cloro e sódio presentes na água do mar é inferior à encontrada no NaCl puro. As pequenas diferenças obtidas na CL_{50} apontam que outros sais constituintes da água do mar (menos tóxicos que o NaCl) podem ter exercido influência na toxicidade observada, como o Na_2SO_4 (o segundo principal constituinte do sal marinho – Millero et al. 2008).

De fato, o valor de CL_{50} obtido com o Na_2SO_4 em Espodossolo foi de 4,5 g/kg, em contraste com a CL_{50} encontrada para NaCl (2,4 g/kg), sugerindo que o Na_2SO_4 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 Irazoqui et al., (2019), ao estudarem o efeito da salinidade em solos agrícolas, também constataram maior toxicidade para o NaCl em relação ao Na_2SO_4 . Esses autores encontraram um grande acúmulo de Cl^- na estrutura das plantas (maior que o acúmulo de SO_4) e acreditam que esse fato esteja relacionado às diferenças de fito-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 CL_{50} = 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.

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.

O Gleissolo utilizado neste trabalho é de textura predominantemente fina, exibe alto teor de

matéria orgânica e contém argilominerais do tipo 2:1 de alta CTC. Em contraste, o Espodossolo é de textura predominantemente arenosa, mineralogia quartzosa e exibe baixas concentrações de matéria orgânica. 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 do sal marinho. 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 Na₂SO₄ em Espodossolo foi menor que a encontrada em cloreto de sódio, corroborando essa hipótese. A biomassa dos organismos sobreviventes dos ensaios geralmente incrementou nos ensaios com sal marinho e NaCl. 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 ao estabelecimento de valores orientadores de toxicidade de sais para as principais classes pedológicas brasileiras, haja vista a inexistência de valores orientadores de salinidade na Resolução CONAMA 420 (2009). 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 (CaCl₂), cloreto de magnésio (MgCl₂), 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.
- (iv) A determinação dos teores de Na em tecido de minhocas sobreviventes dos bioensaios – visando melhor compreender a biodisponibilidade e toxicidade deste elemento em função das características do substrato pedológico.

Referências

- Ab'saber, A. N. 1977. Os Domínios morfoclimáticos na América do Sul. *Geomorfologia*, 52, 1-22.
- Barcellos, C. C.; Fernandes, H. M.; Azevedo, H. L. 1988. The role of the Arroio Pavuna river in the transport of particulate heavy metals to Jacarepaguá Lagoon, Brazil. *Science of the Total Environment*, 75, 211-223.
- Baretta, D.; Santos, J.C.P.; Segat, J.C.; Geremia, E.V.; Oliveira Filho, L.D e Alves, M.V. 2011. Fauna edáfica e qualidade do solo. *Tópicos em ciência do solo*, 7, 119-170.
- Bianchi, M.O. 2013. Ensaios ecotoxicológicos como ferramenta para avaliação do impacto ambiental de resíduos de mineração sobre o solo. 91 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seopédica, RJ.
- Brown, G.G.; Niva, C.C.; Zagatto, M.R.G.; Ferreira, S.D.A.; Nadolny, H.S.; Cardoso, G.B.X.; Santos, A.; Martinez, G.D.A.; Pasini, A.; Bartz, M.L.C.; Sautter, K.D. 2015. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: *Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica*. EMBRAPA, 122-154.
- Brown, G.G.; Domínguez, J. 2010. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas. 3º Encontro Latino Americano de Ecologia e Taxonomia de Oligoquetas (ELAETAO3). *Acta zoológica mexicana*, 26, 1-18.
- 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.
- Cesar R.G.; Silva M.B.; Colonese J.P.; Bidone E.D.; Egler S.; Castilhos Z.C.; Polivanov H. 2012. Influence of the properties of tropical soils in the toxicity and bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended lands. *Environ Earth Sci* 66, 2281-2292.
- Cesar, R.G.; Natal-da-Luz, T.; Bidone, E.; Castilhos, Z.; Polivanov, H.; Sousa, J.P. 2015. Disposal of dredged sediments in tropical soils: ecotoxicological evaluation based on bioassays with springtails and enchytraeids. *Environmental Science and Pollution Research International*, 22, 2916-2924.
- Cesar, R.G.; Arruda, F.; Ramiro, V.; Faria, R.; Barcelos, D.; Pontes, F.; Passos, F.; Kaiser, K.; Teixeira, A.M.S.; Serrano, A.; Abreu, L.; Siqueira, D.; Teixeira, M.; Vezzoni, M.; Polivanov, H.; Castilhos, Z. 2021. Deposition of gold mining tailings in tropical soils: metal pollution and toxicity to earthworms. *Journal of Soils and Sediments*, in press.
- Colombani, N.; Osti, A.; Mastrocicco, M. 2016. Impact of Climate Change on Salinization of Coastal Water Resources. *Water Resources Management*, 30, 2483-2496.
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). 2004. Resolução 344. Available at: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=445>>. Accessed December 2011.
- De Aquino, A. M.; Correia, M. E. F. 2005. Invertebrados edáficos e o seu papel nos processos do solo. Embrapa Agrobiologia- Documentos (INFOTECA-E).
- EMBRAPA 1997. Manual de Métodos de Análise de Solo (in Portuguese) 2nd ed. Claessen, M. E. C.; Barreto, W. de O.; de Paula, J. L. & Duarte, M. N. (eds.), Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 212p.
- Garcia, M. 2004. Effects of pesticides on soil fauna: Development of ecotoxicology test methods for tropical regions. In: Vlek, P. L. (ed.) *Ecology and Development Series*. Cuvillier Verlag, pp. 282.
- Guzyte, G.; Sujetoviene, G.; Zaltauskaite, J. 2011. Effects of salinity on earthworm (*Eisenia fetida*). *Environmental engineering*, 25, 111–114.
- Guzzo, P.L. 2008. Quartz. 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, 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.
- ISO, I.O. for S. 1998. Soil quality — Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*) — Part 2: Determination of effects on reproduction. ISO 11268–2, Geneva, ISO, 21p.
- ISO, I.O. for S. 2008. Soil Quality - Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behaviour – Part 1: Test with earthworms (*Eisenia fetida* and *Eisenia andrei*). ISO 17512-1., Geneva, ISO, 25p.
- Jentsch, Anke; Beierkuhnlein, Carl. 2008. Research frontiers in climate change: effects of extreme meteorological events on ecosystems. *Comptes Rendus Geoscience*, v. 340, n. 9-10, 621-628.
- Liu, H.; Li, M.; Zhou, J.; Zhou, D.; Wang, Y. 2018. Effects of soil properties and aging process on the acute toxicity of cadmium to earthworm *Eisenia fetida*. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 3708-3717.
- Lumbreras, J. F.; Gomes, J. B. V. 2004. Mapeamento pedológico e interpretações úteis ao planejamento ambiental do município do Rio de Janeiro Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 331 p. mapa color ; escala 1:75.000.
- Macena, L.G.P.; Feitosa, R.C.; Vieira, C.B.; Araujo, I.T.; Taniuchi, M.; Miagostovich, P.M. 2020. Microbiological assessment of an urban lagoon system in the coastal zone of Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 1170-1180.
- Magalhães, L.; Noyma, N. P.; Furtado, L. L.; Mucci, M.; Van Oosterhout, F.; Huszar, V. L. M.; Marinho, M. M.; Lüring, M. 2017. Efficacy of coagulants and ballast compounds in removal of cyanobacteria (*Microcystis*) from water of the tropical Lagoon Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil). *Estuaries and Coasts*, 40, 121-133.
- Mandarino, F. C.; Arueira, L. R. 2012. Vulnerabilidade à elevação do nível médio do mar na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. *Coleção Estudos Cariocas*, 20120702, 1984-7203.
- Melo Júnior, H.B.D. 2012. Estruturas biogênicas em latossolos de chapadões, Uberlândia MG. Dissertação (Mestrado em agronomia/solos) Universidade Federal de Uberlândia.
- Mikhaylov, A.; Moiseev, N.; Aleshin, K.; Burkhardt, T. 2020. Global climate change and greenhouse effect. *Entrepreneurship and Sustainability Issues*, 7, 2897.
- Millero, F.J., Feistel, R., Wright, D.G. and McDougall, T.J. 2008. The composition of

- Standard Seawater and the definition of the Reference-Composition Salinity Scale. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 55, 50-72.
- Monte C, Cesar R, Rodrigues AP, Siqueira D, Serrano A, Abreu L, Teixeira M, Vezzone M, Polivanov H, Castilhos Z, Campos T, Machado GGM, Souza WF, Machado W. 2018. Spatial variability and seasonal toxicity of dredged sediments from Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil): acute effects on earthworms. Environ Sci Poll Res, 25, 34496-34509.
- Murray-Wallace, Colin V.; Woodroffe, Colin D. 2014. Quaternary sea-level changes: a global perspective. Cambridge University Press.
- Natal-da-Luz T, Römbke J, Sousa JP. 2008. Avoidance tests in site-specific risk assessment—influence of soil properties on the avoidance response of collembola and earthworms. Environ Toxicol Chem, 27, 1112–1117.
- Natal-Da-Luz, T.; Tidona, S.; Jesus. B.; Morais, P. V., Sousa, J. P. 2009. The use of sewage sludge as soil amendment: The need for an ecotoxicological evaluation. Journal of Soils and Sediments, 9, 246–260.
- Niemeyer, J.C; Medici, L.O.; Correa, B.; Godoy, D.; Ribeiro, G.; Lima, S.O.F.; Santo, F.B.; Carvalho, D.F. 2020. Treated produced water in irrigation: Effects on soil fauna and aquatic organisms. Chemosphere, 240, 124791.
- Niva, C.C.; Niemeyer, J.C.; Silva, F.M.R.; Nunes, M.E.T.; 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.
- Owojori, O. J.; Reinecke, A. J. 2009. Avoidance behaviour of two eco-physiologically different earthworms (*Eisenia fetida* and *Aporrectodea caliginosa*) in natural and artificial saline soils. Chemosphere, 75, 279-283.
- Owojori, Olugbenga J.; Reinecke, Adriaan J. 2014. Differences in ionic properties of salts affect saline toxicity to the earthworm *Eisenia fetida*. Applied soil ecology, 83, 247-252.
- Owojori, Olugbenga J.; Reinecke, Adriaan J.; Rozanov, Andrei B. 2008. Effects of salinity on partitioning, uptake and toxicity of zinc in the earthworm *Eisenia fetida*. Soil Biology and Biochemistry, 40, 2385-2393.
- Owojori, O; Reinecke, A. 2014. Differences in ionic properties of salts affect saline toxicity to the earthworm *Eisenia fetida*. Applied Soil Ecology, 83, 247-252
- Rodrigues, I. Y. D. C.; Campos, J. D. C.; Cavalcante, R. M.; Coutinho, A. C.; Netto, A. T.; Salomão, A. L. D. S. 2020. Ecological Risk Assessment in Sediments from the Urbanized Lagoon of the Olympic Park. Iranian (Iranica) Journal of Energy & Environment, 11(4), 287-291.
- Sakuma, M. 1998. Probit analysis of preference data. Appl Entomol Zool 33: 339–347.
- Salgado-Labouriau ML. 1994. História ecológica da Terra. Editora Edgard Blücher Ltda, São Paulo, 370 pp.
- Dos Santos, H.G.; Jacomine, P.T.; Dos Anjos, L.H.C.; De Oliveira, V.Á.; Lumberras, J.F., Coelho, M.R.; De Almeida, J.A.; de Araujo Filho, J.C.; De Oliveira, J.B.; Cunha, T.J.F. 2018. Brazilian soil classification system, 5th ed. re. Embrapa, Brasília.
- Singh, D.; Slik, J.F.; Jeon, Y.S., Tomlinson, K.W.; Yang, X., Wang, J.; Kerfahi, D., Porazinska, D.L.; Adams, J.M. 2019. Tropical forest conversion to rubber plantation affects soil micro- & mesofaunal community & diversity. Scientific reports, 9, 1-13.
- Terziev, Venelin; Radović, V. M.; Arabska, Ekaterina. 2014. Biodiversity risks of natural disasters and extreme climatic events in Serbia.
- Werner, W.J.; Sanderman, J.; Melillo, J.M. 2020. Decreased soil organic matter in a long-term soil warming experiment lowers soil water holding capacity and affects soil thermal and hydrological buffering. JBR Biogeosciences, 125(4): 1-14
- Vezzone, M.; Cesar, R.G.; Polivanov, H.; Serrano, A.; Teixeira, M.; Siqueira, D.; Rodrigues, A. P.; Monte, C.; Castilhos, Z.C.; Campos, T. M. P. 2019. 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 da UFRJ, 42: 07-17.
- Vezzone, M.; Anjos, R. M.; Cesar, R. G.; Muniz,