Revista Brasileira de Geografia Física

ISSN:1984-2295

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

Proposta de reciclagem de gigogas (*Eichhornia crassipes*) visando à recuperação de solos degradados: viabilidade ecológica e ecotoxicológica

Danielle Lima Soares[1], Ricardo Gonçalves Cesar[1,2], Domynique da Silva Santos[2], Lara Filgueira[2], Pedro Zanetti[2], Gustavo Koifman[2], Katia Alexandre[3], Manuel Carneiro[3], Lilian Irene Dias[3], Andrey Linhares Bezerra de Oliveira[3], Helena Polivanov[2]

[1]Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ. Instituto de Geociências, IGEO. Departamento de Geologia. Avenida Athos da Silveira Ramos, 274, Cidade Universitária, Rio de Janeiro, RJ. Email: dsoares.geologia@gmail.com, ricardogc.geo@gmail.com, domyniques@yahoo.com, laraf.oliveira1@gmail.com, contato.pedrolavinas@gmail.com, gustavo.laranjeiras@gmail.com

[2]Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ. Instituto de Geociências, IGEO. Departamento de Geografia. Avenida Athos da Silveira Ramos, 274, Cidade Universitária, Rio de Janeiro, RJ. Email: hpolivanov@gmail.com

[3]Centro de Tecnologia Mineral, CETEM/MCTI. Coordenação de Processos Minerais Av. Pedro Calmon, 900. Cidade Universitária, Rio de Janeiro (RJ). Email: katiab@cetem.gov.br, mcarneiro@cetem.gov.br, lidias@cetem.gov.br, andreylinhares@gmail.com

Artigo recebido em 09/05/2024 e aceito em 29/01/2025

R E S U M O

Ecossistemas eutrofizados podem provocar a proliferação de gigogas (*Eichhornia crassipes*), que comprometem serviços ecossistêmicos e necessitam de disposição final adequada. O objetivo deste trabalho é propor um método para a reciclagem de gigogas visando sua aplicação em solos e potencial aproveitamento na agricultura e na recuperação de áreas degradadas. Foram coletadas cerca de 170Kg de gigogas na Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ), as quais foram posteriormente separadas em raiz, caule e folha e submetidas à secagem e trituração para obtenção de biomassa seca de raiz, caule e folha. A viabilidade ecológica e ecotoxicológica deste processo foi avaliada através de: (i) determinação de metais pesados e nutrientes na biomassa seca de gigoga; (ii) determinação da capacidade de retenção de água (CRA) dos solos tratados; (iii) bioensaios em solo artificial com minhocas (*Eisenia andrei*). As doses de pó de gigogas aplicadas variaram entre 0 e 20%, sendo a dose capaz de causar a mortalidade de 50% das minhocas (CL_{50}) estimada via análise de PriProbit. Os resultados apontam que 24h em estufa a 105^0C foram condições ideias à desidratação das plantas. Mais de 90% da planta é composta por água, e adição do pó de gigoga ao solo incrementou a CRA dos solos. Os teores de metais nos pós de raiz, caule e folha estiveram abaixo do permitido pela lei brasileira (CONAMA 420), sendo os teores nas folhas significativamente menores do que na raiz e caule. Nos bioensaios, o pó da folha exibiu menor toxicidade (CL_{50} = 3,94%), seguido do pó de raiz (CL_{50} = 3,72%) e caule (CL_{50} = 2,45%). Quando os pós foram misturados, o valor de CL_{50} foi de 3,73%, isto é, semelhante ao pó da raiz. Isso indica que a mistura dos pós tende a reduzir a toxicidade do pó de caule, cuja toxicidade mais elevada decorre da sua baixa palatabilidade para as minhocas (devido à abundância de lignina). Espera-se que os resultados possam contribuir para a melhoria da qualidade populações de baixa renda e movimentar a economia de base comunitária.

Palavras-chave**:** Minhoca, metais, macrófitas aquáticas; bioensaios.

Proposal for recycling gigogas (*Eichhornia crassipes)* for the recovery of degraded soils: ecological and ecotoxicological viability

A B S T R A C T

Eutrophicated ecosystems commonly induce the proliferation of aquatic macrophyte ("gigogas" - *Eichhornia crassipes*), which compromise ecosystem services and require adequate final disposal. This paper proposes a method for recycling "gigogas" in order to apply them in soils, with potential use in agriculture and recuperation of degraded areas. About 170kg of *E. crassipes* were collected in the Tijuca lagoon (Rio de Janeiro, RJ), separated in root, stalk and leaves and submitted to drying and crushing procedures. Ecological and ecotoxicological feasibility was evaluated through: (i) determination of heavy metals in *E. crassipes* biomass; (ii) determination of water holding capacity (WHC) in soils treated with "gigogas" dust; (iii) acute bioassays in artificial soils with earthworms (*Eisenia andrei*). The doses of "gigogas" dust applied ranged between 0 and 20%. The dose that causes the death of 50% of the organisms (LC_{50}) was estimated by PriProbit analysis. The results suggest that 24h under 105ºC in stove were ideal for dehydrating the plants. More than 90% of "gigogas" biomass is composed of water, and its addition increased the soil's WHC. Metal concentrations in root,

stalk and leaves were below the limits allowed by Brazilian law (CONAMA 420), and metal contents in leaves were significantly lower than in root and stalk. In bioassays leave dust exhibited the lowest toxicity (LC_{50} = 3,94%), followed by root dust (LC_{50} = 3,72%) and stalk (LC_{50} = 2,45%). When those dusts were equally mixed, LC_{50} was 3,73%, i.e., similar to root dust. This information indicates that, when dusts are mixed, the toxicity level found in stalk tend to be reduced. The highest toxicity found for stalk is probably due to its low palatability for earthworms because of lignin abundance. It is expected that the such results can improve life quality of low-income populations and support community-based economy.
Key-words: Earthworm; metals; aquatic macrophytes; bioassays.

Introdução

Ao longo das últimas décadas, o despejo de esgoto doméstico (sem pré-tratamento adequado) em sistemas fluviais e estuarinos brasileiros, em especial as lagunas costeiras, tem causado o fenômeno da eutrofização urbana, que consiste no incremento anormal da concentração de nutrientes nas águas e sedimentos (Ayele & Atlabachew, 2021). As principais implicações deste fenômeno são: (i) quedas acentuadas da concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água que, por sua vez, resultam em mortandade de peixes e de outros organismos aeróbicos (Burkholder et al., 2022; Teixeira et al*.,* 2022); (ii) proliferação descontrolada de cianobactérias hepato-tóxicas e de macrófitas aquáticas, incluindo as gigogas (*Eichhornia crassipes*) (Benassi et al., 2021; Zhou et al., 2022a; Zhou et al., 2022b); e (iii) liberação de gases tóxicos e de efeito estufa (p. e.x., CH_4, NH_3 e H_2S) que, além de contribuir para o aquecimento da atmosfera, também podem induzir a mortandade de peixes em eventos de ressuspensão sedimentar (Benassi et al., 2021; Nguyen et al., 2022; Zhou et al., 2022b).

As lagunas costeiras são consideradas ambientes-chave para a conservação da biodiversidade, haja vista que constituem uma transição entre os ambientes oceânico e terrestre, exibem alta bioprodutividade, servem de abrigo para a reprodução de diversas espécies (inclusive de interesse econômico), e prestam importantes serviços ecossistêmicos (Rodrigues Filho et al., 2023; Tavares, 2023). No bioma Mata Atlântica, as lagunas costeiras abrigam importantes ecossistemas de manguezais, que desempenham papel importante no sequestro de carbono (Braga et al., 2024; Uille et al., 2024). Para além dos impactos causados pela eutrofização e proliferação de gigogas, as lagunas fluminenses também sofrem com o assoreamento e contaminação de origem industrial (Lourenço et al., 2024; Tonhá et al*.,* 2020). No caso da contaminação por metais pesados, as principais fontes de poluição antrópica para esses ecossistemas estão usualmente atreladas ao despejo irregular de efluentes de indústrias químicas, farmacêuticas, metalúrgicas, *runoff* urbano, esgoto doméstico, corrosão de cascos de embarcações e de galerias metálicas de águas pluviais, dentre outras fontes (Jiang, 2022; Ofori et al*.*, 2022)

A proliferação de gigogas em rios e sistemas lagunares se configura em um problema particular na cidade do Rio de Janeiro (Sobrinho et al., 2023), haja vista os grandes volumes (na ordem de centenas de toneladas de biomassa) que eventualmente podem cobrir quase a totalidade do espelho d'água do ecossistema, sobretudo no verão (O Dia, 2022). A gigoga, também conhecida popularmente pelos nomes de Baronesa, Jacinto-de-água e Aguapé, é nativa do Brasil e da Amazônia, mas foi naturalizada em regiões tropicais e subtropicais (Souza et al., 2023). Também é encontrada em várias partes de África, incluindo África do Sul, Egipto, Etiópia, Quénia Sudão, Nigéria, Zâmbia e Zimbabué. A planta é caracterizada por seu intenso crescimento, proliferação rápida, grande tolerância às variações de pH e nutrientes e às condições de temperatura. Essas características a tornaram reconhecida pela União Internacional para a Conservação da Natureza como uma das 10 plantas daninhas mais agressivas do mundo (Bakrin et al., 2022). Nos sistemas lagunares fluminenses, as gigogas frequentemente comprometem diversos serviços ecossistêmicos, incluindo a pesca, navegação, ecoturismo, balneabilidade de praias, estocagem de carbono e práticas de esportes aquáticos, para além dos odores pútridos e da proliferação de doenças associadas à decomposição das plantas (Macena et al., 2021; Teixeira et al., 2022).

No caso do complexo lagunar de Jacarepaguá (CLJ, RJ), durante as marés baixas, as gigogas eventualmente saem da Lagoa da Tijuca (a maior do CLJ) e atingem o oceano, comprometendo a balneabilidade das praias próximas. Em março de 2020, por exemplo, foram retiradas pela Comlurb cerca de 102 toneladas de gigogas das areias da praia da Barra da Tijuca (Prefeitura RJ, 2020). Em outra floração registrada em 2022, cerca de 500 toneladas de biomassa (O

Dia, 2022) foram removidas da mesma praia. Tratam-se, portanto, de grandes quantidades de biomassa de gigoga que necessitam de um destino final adequado. Diante deste cenário, além da dragagem dos sedimentos de fundo e do lixo, a remoção das gigogas é essencial à preservação da biodiversidade local e de práticas de populações tradicionais, incluindo pescadores, barqueiros e barraqueiros de praia.

De fato, a proliferação descontrolada de gigogas tem impactado fortemente comunidades de baixa renda (Shah et al., 2020), geralmente mais vulneráveis ao mau cheiro e à doenças atreladas à precariedade de saneamento básico (Cotovitz et al., 2021; Macena et al., 2021). Neste sentido, ecobarreiras foram instaladas na Lagoa da Tijuca visando inibir a expansão espacial das gigogas para o mar, áreas de interesse turístico e de populações de classe média/média alta (Oliveira et al., 2020). Porém, é comum, durante o verão, o rompimento das ecobarreiras (em função de um volume expressivo de plantas) e a consequente chegada das gigogas ao mar, sendo as mesmas depositadas na praia da Barra da Tijuca pelas ondas.

A recuperação das lagunas do CLJ foi uma promessa para os Jogos Olímpicos de 2016. Contudo, as obras prometidas não se concretizaram em virtude, dentre outros fatores, da definição de um destino final adequado (e economicamente viável) para o material dragado das lagunas (Masterplan, 2015), incluindo as gigogas (Lourenço et al., 2024). Dessa forma, as alternativas usuais da disposição final (tais como, aterros sanitários e/ou incineração) tornam-se economicamente inviáveis em função do alto custo de transporte e do volume/massa de material (Ferreira et al., 2020). Neste sentido, trabalhos focados na reciclagem de gigoga são altamente promissores, pois podem subsidiar a recuperação de áreas eutrofizadas, movimentando a economia local, incluindo a economia de base comunitária. Além disso, podem também servir de modelo-base para a reciclagem de gigogas oriundas de outros sistemas lagunares tropicais impactados pela eutrofização associada ao despejo de esgoto.

Uma alternativa para o gerenciamento sustentável da proliferação de gigogas é a sua reciclagem visando à recuperação de áreas degradadas, haja vista que sua biomassa é rica em nutrientes (Ramirez et al., 2021), e tem potencial de aplicação como fertilizante na agricultura e na revitalização de solos tropicais impactados pela erosão (Egala et al., 2022). De fato, diversos autores já apontam a viabilidade de reciclagem de macrófitas aquáticas e de lodo de esgoto como insumo agrícola (Ban et al., 2019; Cesar et al., 2012; Stabenau et al., 2016). As propriedades das gigogas têm sido amplamente pesquisadas em áreas diversas do conhecimento, e suas possibilidades de reaproveitamento e reciclagem são extremante diversificadas (Bakrim et al*.,* 2022). Na área de meio ambiente, a planta tem sido utilizada como agente fito-remediador no tratamento de águas residuais, por possuir capacidade de absorver metais pesados e outros poluentes ambientais (Bakrim et al*.,* 2022; Mustafa & Hayder, 2021; Sayago, 2021). Uma vez que as gigogas são ricas em compostos bioativos que apresentam ampla variedade de propriedades farmacológicas, estas plantas têm também sido aproveitadas na fabricação de medicamentos antimicrobianos (Chang & Cheng, 2016; Rufchaei et al., 2022), antitumorais (Ali et al., 2009; Noufal et al, 2023;), antioxidantes (Liu *et al*., 2018; Rabiepour et al., 2024), anticancerígenos (Aboul-Enein et al., 2014; Eden et al., 2023), anti-inflamatórios (Jayanthi *et al*., 2013; Sattar et al., 2023), hepato-protetores (Kumar et al., 2014; Shukla et al., 2022), larvicidas (Abdel-Wareth et al., 2022; Turnipseed et al., 2018) e cicatrizantes (Lalitha & Jayanthi, 2014; Raju et al., 2023). Na área da geotecnia, a biomassa seca das gigogas tem também sido utilizada na composição de argilas vermelhas e fabricação de produtos cerâmicos (Babisk et al., 2023).

Ainda que o reaproveitamento de resíduos orgânicos na recuperação de áreas degradadas seja promissor (Mabrouk et al., 2023), uma das principais questões relacionadas à reciclagem das gigogas como insumo para solos é a presença potencial de contaminantes nestes materiais, incluindo metais pesados (Bakrim et al., 2022; Singh et al., 2021), que podem comprometer a saúde humana e da biota edáfica (Bjerregaard et al*.,* 2022; Cesar et al., 2022; Verma et al., 2022). Além disso, outro aspecto relevante são as características do substrato pedológico, que desempenham papel de suma relevância na mobilidade espacial e biodisponibilidade de metais pesados associados à disposição de resíduos sólidos (incluindo aqueles com alto teor de matéria orgânica) em solos (Li, 2022; Santos, 2022; Wieczorek, 2023). Neste sentido, variações da granulometria, pH, matéria orgânica, salinidade, mineralogia das argilas, oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, entre outras, exercem papel crucial na fixação, potencial tóxico e comportamento pedogeoquímico de metais (Siqueira et al. 2022; Sako, 2023). O entendimento desses processos é fundamental ao estabelecimento de indicadores de sustentabilidade visando ao uso

de resíduos orgânicos (incluindo o pó de gigoga) como insumo na agricultura tropical, bem como é imprescindível a qualquer tipo de planejamento e/ou suporte a ações decisórias de controle da poluição ambiental e de preservação dos ecossistemas.

Visto que as características dos solos condicionam a biodisponibilidade e toxicidade de nutrientes e metais para fauna e flora locais (Cesar et al. 2012; Lamy et al., 2022; Lanno et al., 2019), doses ideais de aplicação de biomassa de gigogas devem estar em consonância com as características particulares dos solos brasileiros. Para além da proposição de um método sistematizado para reciclagem das gigogas, a avaliação de sua toxicidade à biota edáfica é imperativa, visando o estabelecimento de doses de aplicação em solo que não causem efeitos nocivos ao ecossistema. Neste contexto, os testes ecotoxicológicos, que consistem na exposição laboratorial de bioindicadores a amostras ambientais, podem funcionar como ferramenta robusta no monitoramento e de prognóstico de efeitos ecológicos decorrentes da aplicação de resíduos em solos (Lee et al*.,* 2023; Van et al., 2021). No caso dos sistemas terrestres, as minhocas (*Eisenia andrei*) são amplamente utilizadas como bioindicadores, visto que abundam em solos tropicais e temperados, são um elo importante da cadeia alimentar terrestre, constituem a maior parte da biomassa do solo (quando presentes) e têm papel fundamental na ciclagem de nutrientes no solo (Brown et al., 2015; Fu et al., 2019; Yadav et al., 2023).

O objetivo deste trabalho é desenvolver um método para reciclagem de gigogas oriundas do CLJ. A viabilidade ecológica do método foi preliminarmente avaliada com base em testes ecotoxicológicos com *E. andrei* em solos artificiais, bem como na determinação de metais e nutrientes na biomassa de gigogas. As principais hipóteses de trabalho são: (i) a biomassa de gigoga é rica em nutrientes e metais pesados podem eventualmente ocorrer nesses materiais; (ii) do ponto de vista ecotoxicológico, o pó da biomassa de raízes, caule e folhas são viáveis de serem aplicadas em solos; e (iii) a biomassa das folhas exibe menor toxicidade se comparada às raízes e ao caule.

Materiais e métodos

O esquema metodológico adotado para a execução deste trabalho inclui: (i) coleta das gigogas na Lagoa da Tijuca (parte integrante do CLJ); (ii) separação de raízes, caules e folhas para posterior lavagem, tratamento térmico e trituramento em laboratório; (iii) determinação das concentrações totais de metais pesados e nutrientes nos pós da biomassa seca de raiz, caule e folha das gigogas, e posterior comparação com os valores orientadores para qualidade de solos (Res. 420 do CONAMA/2009); (iv) determinação da capacidade de retenção de água (CRA) nos solos tratados com pó de gigogas; (v) aplicação de diferentes doses do pó total de gigoga e, separadamente, do pó da raiz, caule e folha em solos artificiais, visando um estudo preliminar e exploratório da toxicidade, com base em bioensaios agudos com minhocas (*Eisenia andrei*). Tais etapas estão detalhadamente descritas nos itens a seguir.

Área de estudo

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá (CLJ) (Figura 01) está localizado na zona oeste da cidade do Rio de Janeiro e ocupa a planície costeira de Jacarepaguá, englobando também os bairros da Barra da Tijuca e do Recreio. O CLJ é composto por quatro lagoas principais: Lagoa da Tijuca, Lagoa de Jacarepaguá, Lagoa de Marapendi e a Lagoinhas da Taxas. A Lagoa da Tijuca (23º 00' 55"S, 43º 17' 49"W) é a maior do complexo, é o receptor final das contribuições fluviais e das demais lagunas e é conectada ao mar pelo Canal da Joatinga (23º 00' 55"S, 43º 17' 49"W). A gênese do CLJ está associada à variação quaternária do nível do mar na baixada de Jacarepaguá, sendo, portanto, preenchida por sedimentos de origem flúvio-marinha (Mira et al., 2021; Teixeira et al., 2022). A referida baixada é ainda cercada por maciços (da Tijuca e da Pedra Branca) de rocha cristalina e de idade neoproterozóica (Lourenço et al., 2024), que também têm papel importante na geoquímica e composição física das águas e sedimentos lagunares. O CLJ está inserido sob domínio da Mata Atlântica e exibe solos predominantemente hidromórficos, como Gleyssolos e Organossolos, bem como solos arenosos, como Espodossolos e Neossolos quartzarênicos (Santos et al., 2022).

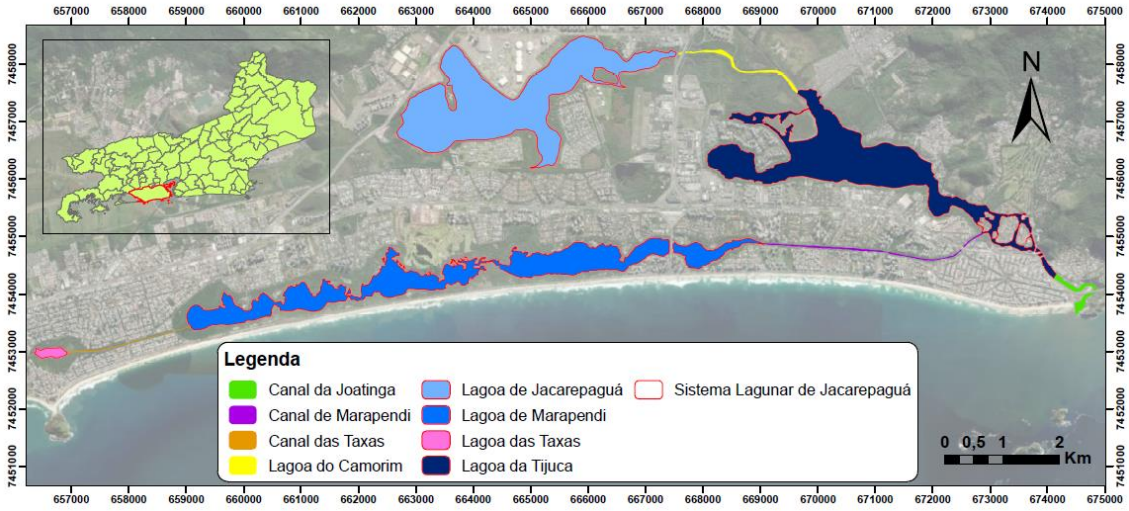


Figura 1. Localização geográfica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá (CLJ), Rio de Janeiro, RJ. Fonte: Ribeiro (2024).

O CLJ, em especial as lagoas da Tijuca e de Jacarepaguá, são assoladas pela proliferação descontrolada de gigogas, sobretudo durante o verão (Moreira, 2020; Teixeira et al., 2022). Ações de retirada massiva das gigogas têm sido frequentemente realizadas pelo INEA (Instituto Estadual do Ambiente), sendo que boa parte do material (na ordem de centenas de toneladas) são destinadas a aterros sanitários. Durante o verão, o rompimento das ecobarreiras (em função do aumento da produtividade primária e do volume expressivo de plantas).

Amostragem e preparação das gigogas

A coleta de gigogas contemplou aproximadamente 170Kgs de biomassa na Lagoa da Tijuca (Figura 2), em três dias distintos (08/01/2023, 14/02/2023 e 18/04/2023), envolvendo, portanto, três eventos de florações. As macrófitas coletadas foram armazenadas em sacos plásticos e levadas imediatamente ao laboratório, onde foram lavadas em água corrente, separadas em raiz, caule e folha e, por fim, armazenadas em geladeira. Posteriormente, as gigogas foram secas em estufa a 105°C, com base em adaptação de método descrito para secagem de serrapilheira (Camara et al*.*, 2018). Foram testados distintos tempos de secagem (24, 48 e 72 horas), a fim de se determinar um tempo ótimo de secagem da biomassa (visando à redução de gastos com energia elétrica e barateamento do processo). Ao final da secagem, determinou-se a biomassa seca de gigogas por gravimetria. A fim de obter separadamente o pó da raiz, caule e folha, o material seco foi triturado em um multiprocessador modelo BMP900 (Marca Britânia) e imediatamente passado por uma peneira de 500 µm de abertura. Ao final deste processo, o material obtido foi homogeneizado, quarteado, e armazenado a 5°C para uso posterior nos ensaios.



Figura 2. Coleta de gigogas na Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro, RJ) (A) e separação em raízes (B), folha (C) e caule (D).

Determinação de metais e nutrientes

A concentração total de zinco (Zn), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni), cádmio (Cd), arsênio (As), molibdênio (Mo), manganês (Mn), potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg), fósforo (P) e enxofre (S) em biomassa seca de gigogas (pós de raiz, caule e folha) foi realizada com base o emprego de um extrator contendo ácido clorídrico (HCl) e ácido nítrico (HNO_3) na proporção de 1:3 (água régia). O teor de metais no extrato foi determinado em um ICP-OES (Espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente). As concentrações no pó de gigoga foram comparadas com os valores orientadores de prevenção (para a proteção da biota terrestre) e de investigação agrícola (para a proteção da saúde humana) definidos pela Resolução CONAMA 420 (2009), que estabelece as diretrizes para qualidade de solos no Brasil.

Determinação da capacidade de retenção de água (CRA)

A CRA dos solos tratados com distintas dosagens do pó de gigoga foi determinada com base em Natal-da-Luz et al., (2009). A determinação da CRA foi efetuada com base na saturação de colunas de solo deformado (em torno de 70g de solo), e posterior avaliação do conteúdo de umidade após estufa a 105ºC. A CRA foi expressa em porcentagem relativa à massa seca de solo.

Bioensaios agudos com minhocas (Eisenia andrei)

O teste agudo com *E. andrei* (Figura 03) foi conduzido conforme as recomendações de ISO (2012). O ensaio consiste na exposição de dez (10) organismos adultos (com clitelo bem desenvolvido e biomassa variando entre 0,3 – 0,6 mg) e 200g de solo. As dosagens do pó de gigoga aplicadas em solos artificiais foram 1, 2, 2,5, 3, 4, 5, 7, 10 e 20%, assim distribuídos: raiz e folha (1, 3, 4, 5, 7, 10 e 20%) e caule (1, 2, 2,5, 3, 10 e 20%). As referidos dosagens foram definidas com base em trabalhos prévios envolvendo a avaliação da toxicidade de solos tratados com lodo de esgoto (Cesar et al., 2012). As doses de pó total (isto é, mistura equânime dos pós de raiz caule e folha) aplicadas nos solos foram estabelecidas a posteriori, com base nos resultados obtidos com os pós isolados de cada parte da planta.

O teste foi executado com três (3) réplicas e a umidade do solo ajustada para 50% da CRA. Antes de serem introduzidos no ensaio, os organismos foram deixados sobre papel umedecido com água destilada sob escuridão, para o esvaziamento do conteúdo intestinal. Após 14 dias

de teste sob temperatura controlada (20ºC ± 2º) e ciclos de luz: escuridão (12:8h), foram contabilizados os organismos sobreviventes. A variação da biomassa dos animais sobreviventes foi avaliada através da pesagem do conjunto de organismos (previamente purgados) contidos na réplica antes e após a exposição.

Para garantir a qualidade dos resultados, réplicas contendo solo artificial puro foram adicionadas aos ensaios. A composição do solo artificial seguiu as recomendações de Garcia (2004): 70% de areia de quartzo, 20% de caulim e 10% do pó da fibra de casca de coco. O teste é considerado válido quando a mortalidade em solo artificial puro (sem adição de pó de gigoga) não excede 10%. Os organismos utilizados nestes ensaios foram obtidos de cultura controlada oriunda do Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos (LECOTOX) do Departamento de Geografia da UFRJ.



Figura 3. Aspecto de minhoca da espécie *Eisenia andrei* (A); pesagem das minhocas (B); e introdução das minhocas no solo (C).

Tratamento estatístico

A doses de pó de biomassa seca de gigogas (expressas em %) capazes de causar a morte de 50% das minhocas foram estimadas via análise de PriProbit. Diferenças significativas entre a mortalidade e biomassa de minhocas encontradas nos tratamentos com pó de gigoga e a amostra de controle (dose 0%, ou seja, solo artificial puro) foram avaliadas pelo teste ANOVA, seguida pelo teste post hoc de Dunnett. Antes dessas análises estatísticas, os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram testados através dos testes de Kolmogorov-Smirnov e Levene (para $p < 0,05$), respectivamente. Quando, ainda assim, tais premissas não foram cumpridas, foi aplicado o teste de Kruskall-Wallis.

Resultados e discussão

Pré-tratamento das gigogas

A Tabela 1 mostra o percentual de biomassa seca de gigogas após distintos tempos de exposição em estufa a 105ºC. Os resultados indicam que 24 horas é tempo suficiente para o aproveitamento total da biomassa seca de caule e folha, enquanto para raízes foi requerido tempo maior, de 48 horas. Caso as plantas permaneçam mais tempo em estufa (72h), a biomassa se mantém constante e, aparentemente, não altera a composição/massa das plantas. Tendo em vista a necessidade de economia de energia elétrica e de tempo, a exposição de 48 horas pode ser considerada a mais recomendável tendo em vista todas as partes da planta. Ao todo, de aproximadamente 170 Kg de gigogas coletadas, foram aproveitadas cerca de 140Kg. Destes 140Kg, foram obtidos quase 9Kg de biomassa seca de planta (Tabela 2), ou seja, apenas 6,4% da massa total.

Tabela 1. Percentual de biomassa seca de gigogas (*Eichhornia crassipes*) após diferentes tempos de exposição em estufa a 105°C.

Tempo de duração	**Percentual de água**			**Percentual de biomassa seca**		
	Raiz	Caule	Folha	Raiz	Caule	Folha
24 horas	88,5	95,0	91,0	11,5	5,0	9,0
48 horas	93,0	95,5	91,0	7,0	4,5	9,0
72 horas	93,0	95,5	91,0	7,0	4,5	9,0

Tabela 2. Biomassa seca (em g) de raiz, caule e folha de gigogas (*Eichhornia crassipes*) após 48 horas de exposição em estufa a 105^{0}C.

	Raiz	**Caule**	**Folha**	**Massa Total**
Massa úmida (g)	51253,3	52226,0	36685,0	140164,2
Biomassa seca (g)	2757,5	2657,9	3573,9	8989,2

Determinação de metais pesados e nutrientes

A Tabela 3 apresenta as concentrações totais de metais e nutrientes determinadas em pó de raiz, caule e folha de gigogas. As concentrações de metais estão abaixo dos valores orientadores da legislação brasileira para a qualidade de solos, indicando que estes elementos não são limitantes à aplicação do pó de gigoga em solos quanto à proteção da biota edáfica (valor de prevenção) e da saúde humana (investigação agrícola). Dentre os metais pesados analisados, o Zn foi o que exibiu as maiores concentrações (pó total = 153,7 mg/kg), seguido do Mn (pó total = 637,7 mg/kg). O Zn é um metal essencial e, por essa razão, tende a exibir concentrações maiores em tecidos biológicos (Gondal et al., 2021) e em especialmente em gigogas (Zhou et al., 2020), enquanto o Mn, além de exercer diversas funções biológicas, é um elemento abundante em ambientes tropicais submetidos a intenso intemperismo. Por essa razão, não existe valor orientador para Mn, já que geralmente não é considerado um elemento tóxico (Queiroz et al., 2021). Elementos altamente tóxicos, como As e Cd, acusaram concentrações abaixo do limite mínimo de detecção do método analítico. Em termos de nutrientes, as maiores concentrações foram obtidas para o K e Ca.

Tabela 3. Determinação das concentrações (mg/kg) de metais e nutrientes em raiz, caule e folha de gigogas (*Eichhornia crassipes*), incluindo a comparação com os valores orientadores da lei brasileira para qualidade de solos (Res. 420 do CONAMA de 2009).

Elemento	**Raiz**	**Caule**	**Folha**	**Pó total**	**Res. 420 CONAMA (2009)**	
					Prevenção	**Investigação agrícola**
Zn	247	178	36	153,7	300	450
Cu	37	63	6,8	35,6	60	200
Pb	57,6	69,2	< 20,0	48,9	72	180
Ni	18,1	21,5	< 0,2	13,3	30	70
Cr	30,9	21,7	3,5	18,7	75	150
Cd	< 1,4	< 1,4	< 1,4	< 1,4	1,3	3,0
As	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	15	35
Hg	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,5	1,0
Mn	994	736	183	637,7	-	-
Mo	6,5	<0,6	< 0,6	2,6	30	50
K	26041	27486	23356	25627,7	-	-
Mg	7182	7868	5132	6727,3	-	-
Ca	10232	14078	10955	11755,0	-	-
Na	12128	12042	6211	10127,0	-	-
P	7206	7229	5850	6761,7	-	-
S	6525	8177	3925	6209,0	-	-

A Tabela 4 apresenta os valores das razões obtidas através das concentrações de metais e nutrientes em pó de raiz, caule e folha de gigogas. Via de regra, as concentrações de metais e nutrientes na folha foram menores do que aquelas obtidas em raiz e caule, principalmente no caso do Ni, com razões de caule/folha e raiz/folha excedendo 90 unidades. Elfeky et al. (2013), de fato, sugerem que as raízes das gigogas são excelentes bioacumuladoras de Ni, sendo inclusive utilizadas em processos de descontaminação de águas justamente com este fim. Vale também destacar que, em baixas concentrações, o Ni é um elemento essencial às plantas (González et al., 2015). As razões raiz/folha para Mo, Zn e Cu também merecem destaquem, pois resultaram em valores, respectivamente, de 10,8; 6,9; e 5;4, ou seja, as concentrações desses elementos na folha são cerca de 5 a 10 vezes menores do que na raiz.

Os elementos cujas concentrações na raiz ultrapassaram o valor encontrado no caule foram: Zn, Cr, Mn e Mo, cujas razões raiz/caule resultaram em 1,4; 1,4; 1,4; e 10,8, respectivamente. Por outro lado, os elementos Cu, Pb, Ni, K, Mg, Ca e S exibiram concentrações maiores em caule em comparação à raiz, com razões caule/raiz resultando em 1,7; 1,2; 1.2; 1.1; 1.1; 1.4 e 1.3, respectivamente. Por outro lado, vale destacar que boa parte destas referidas razões (com exceção do Mo) se aproximam muito do valor de uma (1.0) unidade, sugerindo poucas diferenças, de forma geral, entre as concentrações de metais e nutrientes entre raiz e caule.

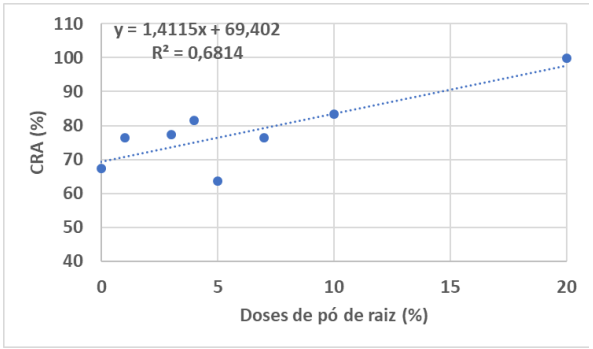
Tabela 4. Razões entre as concentrações de metais e nutrientes obtidas em distintas partes de biomassa seca de gigogas: pós de raiz (R), caule (C) e folha (F).

Elemento	R/C	R/F	C/R	C/F	F/R	F/C
Zn	1,4	6,9	0,7	4,9	0,1	0,2
Cu	0,6	5,4	1,7	9,3	0,2	0,1
Pb	0,8	2,9	1,2	3,5	0,3	0,3
Ni	0,8	90,5	1,2	107,5	0,0	0,0
Cr	1,4	8,8	0,7	6,2	0,1	0,2
Mn	1,4	5,4	0,7	4,0	0,2	0,2
Mo	10,8	10,8	0,1	1,0	0,1	1,0
K	0,9	1,1	1,1	1,2	0,9	0,8
Mg	0,9	1,4	1,1	1,5	0,7	0,7
Ca	0,7	0,9	1,4	1,3	1,1	0,8
Na	1,0	2,0	1,0	1,9	0,5	0,5
P	1,0	1,2	1,0	1,2	0,8	0,8
S	0,8	1,7	1,3	2,1	0,6	0,5

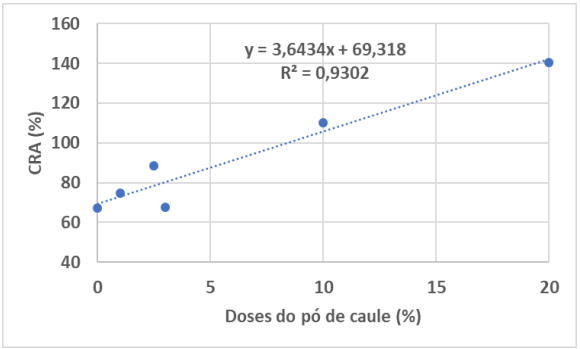
Determinação da Capacidade de Retenção de Água (CRA)

A determinação da CRA em solos artificiais tratados com diferentes doses de pó de gigoga (raiz, caule, folha e pó total) está demonstrada na Figura 4. Os resultados apontam que a adição de pó de raiz, caule e folha foram capazes de incrementar significativamente a CRA dos solos, em especial no caso do pó de caule, cujo coeficiente de correlação (R^2) foi o maior (0,9), seguido do pó de folha (R^2 = 0,8) e do pó de raiz (R^2 = 0,7). No caso do pó total, haja vista que o gradiente dose aplicado pouco variou (apenas entre 0 e 5%), não foi possível constatar uma correlação positiva e significativa entre o incremento de dose e a CRA. Em trabalhos futuros, doses maiores de pó total serão estudadas do ponto da CRA visando o detalhamento da CRA do pó total.

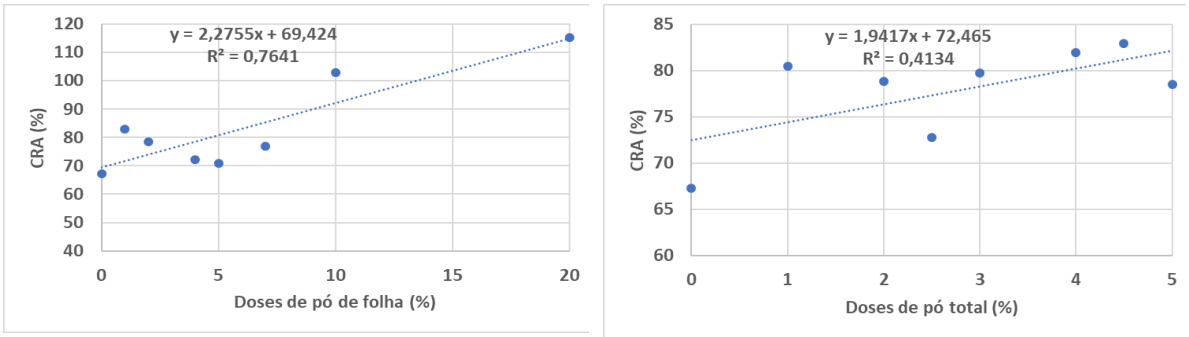
A priori, tais resultados são promissores do ponto de vista da recuperação de áreas de degradadas. Neste sentido, a susceptibilidade à erosão hídrica laminar tende a ser reduzida quando a CRA dos solos é aumentada, ou seja, volumes maiores de chuvas terão de ser requeridos para a saturar o solo (Amewode, 2023; Cassol et al., 2021;). Da perspectiva da agricultura, tais dados também são interessantes, visto que o volume de água para irrigação tende a ser otimizado.



A



B



C D

Figura 4. Determinação da Capacidade de Retenção de Água (CRA) em solos artificiais tratados com distintas dosagens de pó de raiz (A), caule (B) e folha (C) de gigogas, incluindo o pó total (D) (com porções equânimes de raiz, caule e folha).

Avaliação ecotoxicológica preliminar em solos artificiais

A Figura 5 mostra os resultados relativos aos testes ecotoxicológicos com minhocas utilizando solos artificiais tratados com diferentes doses do pó de raiz de gigoga. Os dados sugerem que doses ≤ 3% resultaram em sobrevivência acima de 80% e, portanto, de baixa toxicidade. A dosagem de 4% foi capaz de causar a morte de pouco mais de 50% dos organismos, sendo a CL_{50} estimada em 3,72%. Os dados de biomassa de minhocas apontam um relativo incremento para a menor dosagem testada (1%), seguida de um decréscimo da biomassa para as dosagens de 3 e 4%. Este tipo de comportamento é semelhante ao encontrado com outros resíduos que exibem demanda de reciclagem agrícola. Cesar (2014), ao tratar solos artificiais com distintas doses de lodo de esgoto, também observou um incremento da biomassa de *E. andrei* em doses baixas de aplicação do resíduo. De modo semelhante, Cesar et al., (2015) e Vezzone et al., (2018), ao estudarem a toxicidade de solos artificiais tratados com sedimentos dragados ricos em matéria orgânica oriundos da Baía de Guanabara e Lagoa Rodrigo de Freitas (no estado do Rio de Janeiro), respectivamente, também relatam o incremento da biomassa de *E. andrei* após 28 dias de exposição. Uma hipótese provável é que as minhocas possam reconhecer a matéria orgânica oriunda das gigogas como fonte alternativa de alimento, induzindo aumento da biomassa corporal desses organismos.

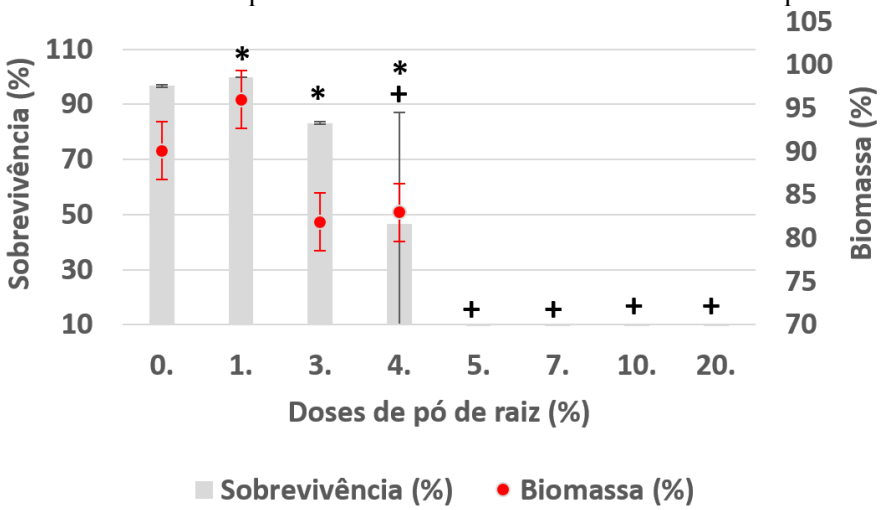


Figura 5. Percentual de sobrevivência e de biomassa de minhocas (*Eisenia andrei*) após 14 dias de exposição a solos artificiais tratados com distintas dosagens de pó de biomassa seca de raiz de gigoga (*Eichhornia crassipes*). + = mortalidade significativa em relação ao controle; * = biomassa significativamente diferente do controle.

A Figura 6 mostra os dados dos bioensaios realizados com solos artificiais tratados com distintas doses de pó de caule de gigogas. Os resultados demonstram que doses ≤ 2% resultaram em sobrevivência de até 90% das minhocas. Porém, doses ≥ 2,5% causaram morte significativa

aos animais, com a CL_{50} estimada em 2,45%. Vale destacar que existem uma diferença muito pequena de dose (de apenas 0,5%) entre a dosagem mais baixa que causou efeito tóxico (2,5 – com sobrevivência em 53,3%) e a dosagem sem morte significativa (2.0%). Isto indica que a aplicação do pó de caule em solo deve ser cautelosa, pois adições de pequenas doses (para além de 2%) podem causar efeitos nocivos à biota. Este perfil toxicológico se assemelha a solos tratados com resíduos de elevada toxicidade ou até mesmo contaminados com sal marinho. Santos et al., (2022), ao estudarem a toxicidade de solos artificiais e Espodossolos tratados com sal marinho e cloreto de sódio (NaCl) utilizando *E. andrei*, também encontraram comportamento semelhante, ou seja, pequenos intervalos de dose de sal induzindo queda abrupta da sobrevivência das minhocas. Os dados de biomassa, de modo similar aos resultados encontrados para o pó de raiz, sugerem incremento da biomassa na mais baixa dosagem aplicada (1%), o que pode estar relacionado ao reconhecimento do pó de caule como fonte alternativa de alimento para as minhocas.

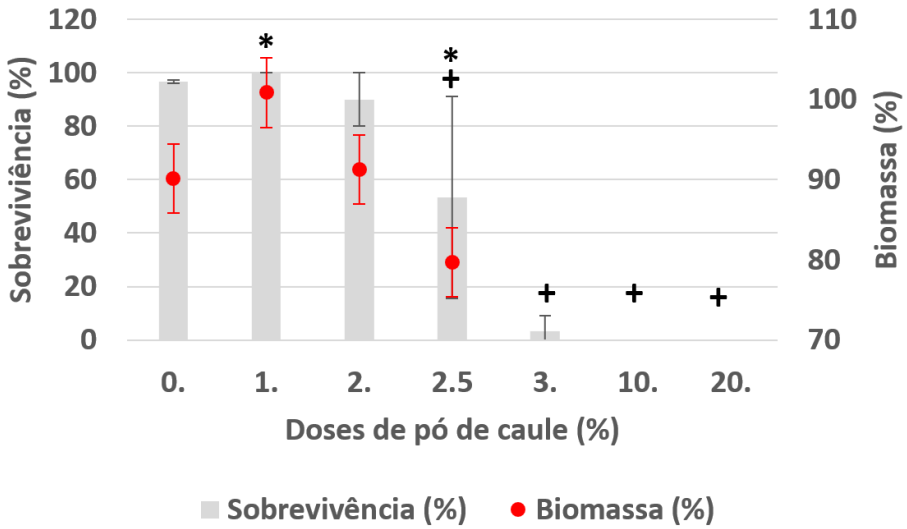


Figura 6. Percentual de sobrevivência e de biomassa de minhocas (*Eisenia andrei*) após 14 dias de exposição a solos artificiais tratados com distintas dosagens de pó de biomassa seca de caule de gigoga (*Eichhornia crassipes*). + = mortalidade significativa em relação ao controle; * = biomassa significativamente diferente do controle.

A Figura 7 mostra os dados referentes ao bioensaios realizados com solos artificiais tratados com distintas doses de pó de folha de gigogas. Os resultados mostram que doses ≤ 3% não causaram toxicidade significativa às minhocas, com sobrevivência sempre acima de 90%. Doses ≥ 4% provocaram morte significativa de organismos, com CL_{50} estimada em 3,94%. Em contraste com os pós de raiz e caule, não houve incremento da biomassa de minhocas em doses baixas de aplicação.

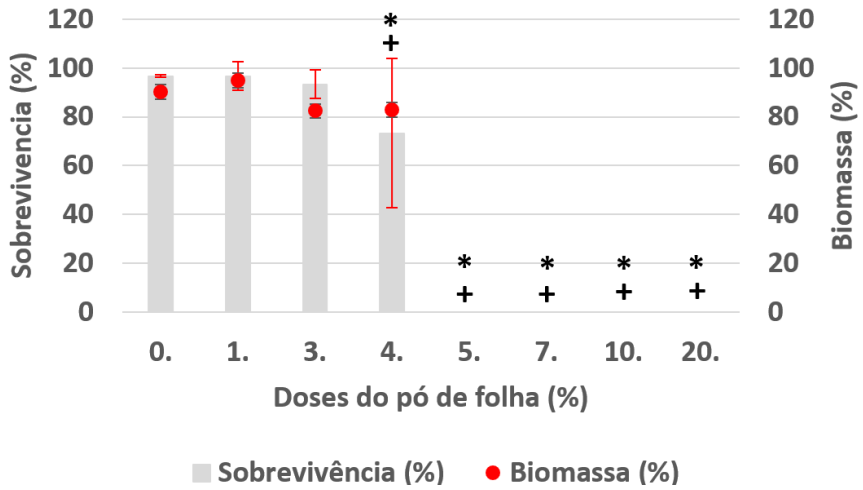


Figura 7. Percentual de sobrevivência e de biomassa de minhocas (*Eisenia andrei*) após 14 dias de exposição a solos artificiais tratados com distintas dosagens de pó de biomassa seca de folha de gigoga (*Eichhornia crassipes)*.

A Figura 8 mostra os dados referentes ao bioensaios realizados com solos artificiais tratados com distintas doses de pó total de gigogas, ou seja, porções equânimes de cada parte planta (raízes, caule e folha). Os resultados mostram que doses ≤ 3,0% não provocaram morte significativa de minhocas, com sobrevivência sempre acima de 87%. A dose de 4% acusou 33% de sobrevivência, com CL_{50} estimada em 3,73%. Diferentemente dos pós de raiz e caule e de forma semelhante ao pó da folha, não houve incremento de biomassa de minhocas para baixas dosagens de aplicação total. A partir de 3%, observou-se redução significativa da biomassa de minhocas.

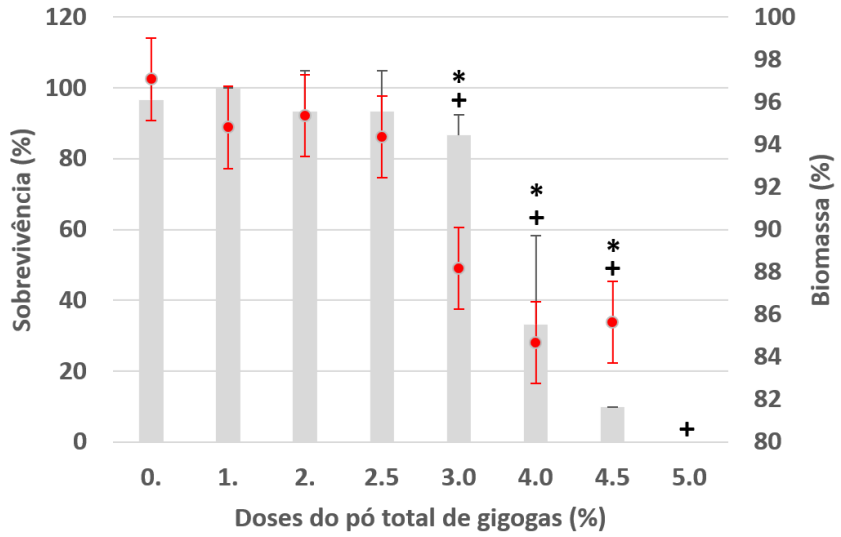


Figura 08. Percentual de sobrevivência e de biomassa de minhocas (*Eisenia andrei*) após 14 dias de exposição a solos artificiais tratados com distintas dosagens de pó total de gigoga *(Eichhornia crassipes*).

A Tabela 4 mostra os valores de CL_{50} determinados para os distintos pós de biomassa seca de gigogas, obtidos com os bioensaios agudos utilizando *E. andrei*. O pó de caule foi o mais tóxico às minhocas (menor CL_{50}) e tal fato provavelmente se deve à sua composição química baseada em lignina. A lignina é um composto de difícil biodegradação (Garcia, 2019). Na serapilheira, geralmente os cupins são os principais responsáveis pela degradação dessa substância (Aparício & Freitas, 2017). As minhocas geralmente são boas degradadoras de folhas e material fecal (Schiedeck et al., 2010; Liu et al. 2020). Portanto, é válido supor que a lignina é de baixa palatabilidade para esses organismos, o que justifica o mais baixo valor de CL_{50} dentre todos os pós.

Do ponto de vista ecotoxicológico, o pó da folha é o mais promissor, com o maior valor de CL_{50} (próximo a 4%) dentre as partes avaliadas da planta. Esse nível menor de toxicidade da folha pode ser devido à habilidade natural das minhocas em degradar este tipo de material. A toxicidade do pó total (com porções equânimes de raiz, caule e folha) foi semelhante à toxicidade do pó de raiz, com CL_{50} em torno de 3,7%. Este valor de CL_{50} sugere que o pó de caule, ao ser misturado com outras partes da planta, pode ter sua toxicidade atenuada.

Tabela 4. Doses (expressas em %) de pó de biomassa seca de gigogas (raiz, caule, folha e pó total com porções equânimes de raiz, caule e folha) capazes de causar a morte de 50% (CL_{50}) das minhocas (*Eisenia andrei*) após 14 dias de exposição em bioensaio agudo utilizando solos artificiais.

Tipo de material	CL_{50} (%)
Raiz	3,72
Caule	2,45
Folha	3,94
Pó total da planta	3,73

Conclusão

O método de reciclagem de gigogas proposto neste trabalho, baseado no tratamento térmico de diferentes partes (raiz, caule e folha) da planta, mostrou-se satisfatório, sobretudo tendo em vista a redução do volume de plantas (após a desidratação), o aumento da CRA dos solos após aplicação do pó de gigoga e a alta disponibilidade de material oriundo das lagoas do CLJ (na ordem de centenas de toneladas anuais, principalmente no verão).

As concentrações de metais na biomassa de gigogas foram baixas e em concordância com a Resolução 420 do CONAMA (2009), que estabelece os valores orientadores de metais (valor de prevenção e de investigação agrícola) para qualidade de solos no Brasil. Isto significa que, do ponto de vista da contaminação potencial das gigogas, metais pesados não são uma restrição ao uso dessas macrófitas como insumo para solos. A biomassa de folhas apresentou as menores concentrações de metais em relação à raiz e ao caule, principalmente no caso do Ni. No caso da raiz e do caule, somente as concentrações de Zn, Cr, Mn e Mo foram maiores na raiz do que no caule, enquanto para os demais elementos as concentrações no caule foram maiores em relação à raiz.

Do ponto de vista ecotoxicológico, a biomassa das gigogas é viável de ser aplicada ao solo artificial, sendo que a biomassa das folhas exibiu menor toxicidade aguda, seguido da raiz e do caule. Além disso, o pó total (mistura equânime de raiz, caule e folha) mostrou também ser uma opção mais viável, uma vez que possibilita o aproveitamento total das plantas e aparentemente atenuou os níveis maiores de toxicidade encontrados para o caule.

Visando elucidar e/ou detalhar os resultados obtidos neste trabalho, recomenda-se para a trabalhos futuros a execução de:

(i) Ensaios ecotoxicológicos em solos reais, com demandas agrícolas e/ou de recuperação em áreas degradadas (por exemplo, Latossolo e Chernossolo). As doses de gigoga aplicadas em solos artificiais podem, inclusive, subsidiar estratégias iniciais de doses a serem aplicadas em solos reais.

(ii) Testes ecotoxicológicos com outros organismos de solo, tais como sementes de alface, ácaros edáficos, colêmbolos e enquitreídeos (microminhocas). Isto possibilitará uma avaliação mais robusta e consistente dos níveis de toxicidade do pó de biomassa seca de gigogas;

(iii) Mapeamentos com base em sensoriamento remoto visando o dimensionamento do volume anual de gigogas gerado, ao longo dos últimos anos, no CLJ. Isto possibilitará a estimativa do volume de plantas gerados anualmente no CLJ e, dessa forma, apoiará certamente o processo de reciclagem.

(iv) Estimativas de custo associadas às diferentes etapas do processo de reciclagem, incluindo: a coleta do material; higienização e separação em raiz, caule e folha; pré-tratamento térmico; e trituramento em laboratório. Estas estimativas são importantes para se determinar a viabilidade econômica do processo, bem como seu potencial de aplicação pelas comunidades locais.

(v) Ensaios de determinação das concentrações de mercúrio (Hg) nos pós de biomassa de gigoga,

visando complementar os dados já obtidos neste trabalho para metais.

Agradecimentos

Os autores agradecem à CAPES e ao CNPq pelas bolsas concedidas a Danielle Soares (Doutorado-CNPq); Domynique Santos (Doutorado-CAPES), Lara Filgueira (IC-CNPq). Pedro Zanetti (IC-CNPq) e Gustavo Koifman (IC-CNPq). Os autores agradecem também a bolsa de produtividade em pesquisa do CNPq (PQ-CNPq) concedida a Ricardo Cesar, com foco no complexo lagunar de Jacarepaguá, bem como o técnico laboratorista Gustavo Fonseca da Silva do Laboratório de Geomorfologia Maria Regina Mousinho de Meis (do Departamento de Geografia da UFRJ).

Referências

Abdel-Wareth., Marwa Tamim A. TA., Abdel-Wareth., Eman Abdullah M. Ali., Maha Awad El-Shazly, (2022). Biological Activity and GC-MS/MS Analysis of Extracts of Endophytic Fungi Isolated from Eichhornia crassipes (Mart.) Solms. Applied Biotechnology Reports. Volume 10, Issue 1, 895-90. doi; 10.30491/jabr.2022.359352.1559.

Aboul-Enein, A. M., Shanab, S. M., Shalaby, E. A., Zahran, M. M., Lightfoot, D. A., El-Shemy, H. A. (2014). Cytotoxic and Antioxidant Properties of Active Principals Isolated from Water Hyacinth against Four Cancer Cells Lines. BMC Complement. A/tern. Med. 14 (December), 397. doi:10.1186/1472-6882-14-397.

Ali, H., Patel, M., Ganesh, N., Ahi, J. (2009). The World's Worst Aquatic Plant as a Safe Cancer Medicine Antitumor Activity on Melanoma Induced Mouse by Eichornia Crassipes: In Vivo Studies. Journal of Pharmacy Research, Vol. 2, No. 8, 1365-1366 ref. 9 J. Pharm. Res. 2 (7), 1365-1366.

Amewode, E.K., Sefa-Ntiri, B., Owusu, A., Vowotor, M.K., Sackey, S.S, Kumi, F., Amuah, C.L.Y. (2023). Investigation of Amended Sandy Soil's Water Retention Characteristics. African Journal of Applied Research. Published by Arca Academic Publisher Vol. 9, No. 2, pp. 90-103 com http://doi.org/10.26437/ajar.31.10.2023.0.

Aparício, J. F. & Freitas, A. D. G. (2017). Atividade enzimática de microrganismos associados aos cupins Nasutitermes sp. no município de Coari, Amazonas. Scientia Amazonia, v. 6, n.3, 31-37. ISSN:2238.1910.

Ayele H. S & Atlabachew M. (2021). Review of characterization, factors, impacts, and solutions of Lake eutrophication: lesson for lake Tana, Ethiopia. Environmental Science and Pollution Research, 28: 14233-14252. doi: 10.1007/s11356-020-12081-4.

Babisk M.P, Barreto G.N.S, Gabioloi M.C.B, Delaqua G.C.G, Monteiro S.N, Vieira C.M.F, (2023). Incorporation of *Eichhornia crassipes* dry biomass in red ceramics aiming at energy savings during the firing stage. Journal of Materials Research and Technology, 25: 522-531. doi: 10.1016/j.jmrt.2023.05.052.

Ban S, Toda, T., Koyama M., Ishikawa K., Kohzu A., Imai A. (2019). Modern lake ecosystem management by sustainable harvesting and effective utilization of aquatic macrophytes. Limnology, 20: 93-100. doi: 10.1007/s10201-018-0557-z.

Bakrim, W. B., Ezzariai, A., Karouach, F., Sobeh, M., Kibret, M., Hafidi M., Kousini L., Yasri, A. (2022). Eichhornia crassipes (Mart.) Solms: A comprehensive review of its chemical composition, traditional use, and value-added products. Frontiers in Pharmacology, 13: 1-21. doi: 10.3389/fphar.2022.842511.

Benassi, R.F, Jesus, T.A, Coelho, L.H.D, Hanisch, W,S, Domingues, M.R, Taniwaki, R.H, Peduto, T.A.G, Costa, D.O, Pompêo, M.L.M, Mitsch, W.J. (2021). Eutrophication effects on CH4 and CO2 fluxes in a highly urbanized tropical reservoir (Southeast, Brazil). Environmental Science and Pollution Research, 28: 42261-42274. doi: 10.1007/s11356-021-13573-7.

Bjerregaard, P., Andersen, C.B.I., Andersen, O. (2022). Chapter 26 - Ecotoxicology of metals—sources, transport, and effects on the ecosystem. Editor(s): Gunnar F. Nordberg, Max Costa, Handbook on the Toxicology of Metals (Fifth Edition). Academic Press, p: 593-627. doi:10.1016/B978-0-12-823292-7.00016-4.

Braga, M. M., Santos, J. O., Moro, M. F., Branco, M. S. D. Manguezais como estoques de carbono: biomassa acima do solo e o potencial econômico desse estoque na floresta de mangue do rio Pacoti, Ceará. Caderno de Geografia (2024) v.34, n.77 ISSN 2318-2962 doi: 10.5752/p.2318-2962.2024v34n77p450.

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 suacontribuição para os serviços ambientais. In: Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e

Florestais do Bioma Mata Atlântica.EMBRAPA, 122-154p.

Burkholder, J. M., Kinder, C. A., Dickey, D. A., Reed, R. E., Arellano C., James, J. L., Mackenzie L. M., Allen E. H., Lindor, N. L., Mathis, J. G., Thomas, Z. T. (2022). Classic indicators and diel dissolved oxygen versus trend analysis in assessing eutrophication of potable-water reservoirs. Ecological Applications, 32(4): 2541. doi: 10.1002/eap.2541.

Camara, R., Silva.V. D., Delaqua, G. C. G., Lisbôa, C.P., Villela, D.M. (2018). Relação entre sucessão secundária, solo e serapilheira em uma reserva biológica no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Ciência Florestal vol.28 no.2. 674-686p.

Cassol, C.J, Arruda, E. J, Alovisi, A. M. T. (2021). Atributos de fertilidade dos solos sob vegetação nativa do bioma cerrado. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais Ibero-American Journal of Environmental Sciences Jul 2021 - v.12 - n.7. doi: 10.6008/CBPC2179-6858.2021.007.0004.

Cesar, R., Silva, M., Colonese, J., Bidone, E., Egler, S., Castilhos, Z., Polivanov, H. (2012). Influence of the properties of tropical soils in the toxicity and bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended lands. Environmental Earth Sciences, 66: 2281-2292. doi: 10.1007/s12665-011-1449-2.

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

Cesar, R., Natal-da-Luz, T., Silva, F., Bidone, E., Castilhos, Z., Polivamov, H. (2015). Ecotoxicological assessment of a dredged sediment using bioassays with three species of soil invertebrates. Ecotoxicology 24, 414-423.

Cesar R, Arruda, F., Ramiro, V., Faria, R., Barcelos, D., Pontes, F., Passos, F., Kaiser, K., Dos Santos T., Aline M., Serrano, A., Abreu, L., Siqueira, D., Teixeira, M., Vezzone, M., Polivanov, H., Castilhos, Z., (2022). Deposition of Gold Mining Tailings In Tropical Soils: Metal Pollution And Toxicity To Earthworms. Journal of Soils and Sediments, V. 22, P. 547-558p.

Chang, C.C & Cheng, W. (2016). Multiple Dietary Administrating Strategies of Water Hyacinth (Eichhornia crassipes) on Enhancing the Immune Responses and Disease Resistance of Giant Freshwater Prawn,Macrobrachium Rosenbergii. Aquac. Res. 47 (1), 140-152. doi:10.1111/are.12477.

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) (2009). Resolução 420. Acesso em: 20 de setembro de 2020, http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620.

Cotovitz, L. C., Ribeiro, R.P., Régis, C.A., Bernardes, M., Sobrinho, S., Vidal, L.O., Tremmel, D., Knoppers, B.A., Abril, G. (2021). Greenhouse gas emissions (CO2 and CH4) and inorganic carbon behavior in an urban highly polluted tropical coastal lagoon (SE, 130 Brazil). Environmental Science and Pollution Research, v. 28, p. 38173-38192.

Eden, W. T., Wahyuono, S., Cahyono, E., Astuti, P. (2023). Phytochemical, Antioxidant, and Cytotoxic Activity of Water Hyacinth (Eichhornia crassipes) Ethanol Extract: Journal of Natural Product Research (TJNPR), 7(8), 3606-3612. Doi: http://www.doi.org/10.26538/tjnpr/v7i8.5.

Egala, A.M., Abd-Elrahman, S.H., Saudy, H.S., Nossier, M,I. (2022). Exploiting Eichhornia crassipes Shoots Extract as a Natural Source of Nutrients for Producing Healthy Tomato Plants. Gesunde Pflanzen. 74: 457-465. doi: 10.1007/s10343-022-00622-5.

Elfeky, S.A., Imam, H., Alscherbini, A.A. 2013. Bio-absorption of Ni and Cd on Eichhornia crassipes root thin film. Environmental Science and Pollution Research, 20: 8220-8226. doi: 10.1007/s11356-013-1797-4.

Ferreira, A.R.L., Cesar, R., Siqueira, D.M., Rodrigues, A.P., Vezzone, M., Monte, C., Machado, W., Castilhos, Z.C., Campos, T.M.P., Leite, S.G.F. (2020). Potencial tóxico de sedimentos dragados das baías de Sepetiba e da Guanabara (RJ) em cenário de disposição em Latossolo. Geociências (UNESP), 34: 1141-1151. doi: 10.5016/geociencias. v39i04.13965.

Fu, D., Zhang, Q., Fan, Z., Gi, H., Wang, Z., Peng, l. (2019). Aged microplastics polyvinyl chloride interacts with copper and cause oxidative stress towards microalgae Chlorella vulgaris. Aquatic Toxicology, v. 216, n. 105319, 1-9p. doi: 10.1016/j.aquatox.2019.105319.

Garcia, M. (2004). Effects of pesticides on soil fauna: Development of ecotoxicology test methods for tropical regions. In: VLEK, P.L.G. et al. (Eds.). Ecology and Development Series, v. 19, Cuvillier Verlag Gottingen, 282pp.

Garcia, M. (2019). Culturas enriquecidas para degradação de lignina: diversidade

microbiana e triagem de biblioteca metagenômica. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ciências Genômicas e Biotecnologia). Universidade Católica de Brasília.

Gondal A.H., Zafar, A., Zainab, D., Toor, M.D., Sohail, S., Ameen, S., Ijaz, A.B., Ch, B.U., Hussain, I., Haider, S., Ahmad, I.A., Rehman, B., Younas, N. (2021). A Detailed Review Study of Zinc Involvement in Animal, Plant and Human Nutrition. Indian Journal of Pure & Applied Biosciences, 9(2), 262-271. doi: 10.18782/2582-2845.8652.

González, C.I., Maine, M.A., Cazenave, J., Hadad, H.R., Benavides, M.P. 2015. Ni accumulation and its effects on physiological and biochemical parameters of Eichhornia crassipes. Environmental and Experimental Botany, 117: 20-27. doi: 10.1016/j.envexpbot.2015.04.006.

ISO (International Organization for Standardization) (2012). Soil Quality – Inhibition of Reproduction of Collembola (Folsomia candida) by Soil Pollutants. ISO 11267. Geneva, Switzerland.

Jayanthi, P., Lalitha, P., Sujitha, R., Thamaraiselvi, A. (2013). Anti- inflammatory Activity of the Various Solvent Extracts of Eichhornia crassipes (Mart.) Solms. Int. J. Pharmtech Res. 5 (2), 641-645.

Jiang, R., Cai, Lin., Kaiwen, Zhou., Yang, Liu., Jinmin, Chen., Sumin, Wang., Zhong, Pan., Xiuwu, Sun., Weili, Wang., Hui, Lin. (2022). Pollution, ecological risk, and source identification of potentially toxic elements in sediments of a landscape urban lagoon, China. Marine Pollution Bulletin

Volume 174, January 2022, 113192. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.113192.

Kumar, S., Kumar, R., Dwivedi, A., Pandey, A. K. (2014). In VitroAntioxidant, antibacterial, and cytotoxic activity andin vivo effect of Syngonium podophyllum and Eichhornia crassipes Leaf Extracts on Isoniazid Induced Oxidative Stress and Hepatic Markers. Biomed. Res. Int. 2014, 1-11. doi:10.1155/2014/459452.

Lamy, I., Faburé, J., Mougin, C., Coutellec, M., Denaix, L., Martin-Laurent, F. (2022). Aquatic and terrestrial ecotoxicology considering the soil:water continuum in the Anthropocene context. Environmental Science and Pollution Research, 29: 29221–29225. doi: 10.1007/s11356-022-18855-2.

Lalitha, P. & Jayanthi, P. (2014). Antiaging Activity of the Skin Cream Containing Ethyl Acetate Extract of Eichhornia crassipes (Mart.) Solms. Int. J. Pharmtech Res. 6, 29-34.

Lanno, R. P., Oorts, K., Smolders, E., Albanese, K., Chowdhury, M. J. (2019). Effects of Soil Properties on the Toxicity and Bioaccumulation of Lead in Soil Invertebrates. Environmental Toxicology and Chemistry, 38(7): 1486-1494. doi: 10.1002/etc.4433.

Lee, J.; Hong, S., An, S., Khim, J., S. (2023). Methodological advances and future directions of microalgal bioassays for evaluation of potential toxicity in environmental samples: A review. Environment International 173(1–2):107869. doi:10.1016/j.envint.2023.107869.

Li, Q., Wang, Y., Li, L., Tang, M., Hu, W., Chen, L., Ai, S.(2022). Speciation of heavy metals in soils and their immobilization at micro-scale interfaces among diverse soil components. The Science of the total environment, 2022-06, Vol.825, p.153862-153862, Article 153862. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.153862.

Liu, X., Zu, X., Liu, Y., Sun, L., Yi, G., Lin, W. (2018). Conversion of Wastewater Hyacinth into High-Value Chemicals by Iron (III) Chloride under Mild Conditions. BioResources 13 (2), 2293-2303. doi:10.15376/biores.13.2.2293-2303.

Liu, C., Duan C., Meng, X., Yue, M., Zhang, H., Wang, P., Xiao, Y., Hiu, Z., Wang, Y., Pan, Y. 2020. Cadmium pollution alters earthworm activity and thus leaf-litter decomposition and soil properties. Environmental Pollution, 267: 1154410. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115410

Lourenço, R., Cesar, R., Koifman, G., Teixeira, M., Santos, D., Polivanov, H., Alexandre, K., Carneiro, M., Silva, L. I. D., Pereira, M. M. S. C., Castilhos, Z.C.(2024). Land disposal of dredged sediments from an urbanized tropical lagoon: toxicity to soil fauna. Ecotoxicology 33(6):1-18. doi: 10.1007/s10646-024-02757-9.

Mabrouk, O. Hamdi, H., Sayadi, S., Al-Ghouti, M.A., Abu-Dieyeh, M.H., Zouari, N. (2023). Reuse of Sludge as Organic Soil Amendment: Insights into the Current Situation and Potential Challenges. Sustainability, 15, 6773. https://doi.org/10.3390/su15086773.

Macena, L.G.P., Feitosa, R.C., Vieira, C.B., Araújo, I.T., Taniuchi, M., Miagostovich.M.P. (2021). Microbiological assessment of an urban lagoon system in the coastal zone of Rio de Janeiro, Brazil. Environmental Science and Pollution Research, 28: 1170-1180. doi: 10.1007/s11356-020-10479-8.

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

Mira, T., Martins, S., Gouvêa, S, Dourado. (2021). Stratigraphic analysis and geomorphological reconstruction of Grumari coastal plain, Rio de Janeiro, Brazil. Journal of South American Earth Sciences, 107: 103031. doi: 10.1016/j.jsames.2020.103031.

Moreira S. (2020). Degradação ambiental no complexo lagunar de Jacarepaguá na cidade do Rio de Janeiro: o papel da governança. Dissertação de Mestrado (Engenharia Urbana e Ambiental). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio). Disponível em: https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/65114/65114.PDF.

Mustafa, H. M., & Hayder, G. (2021). Recent Studies on Applications of Aquatic weed Plants in Phytoremediation of Wastewater: A Review Article. Ain Shams Eng.]. 12 (1), 355-365. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163574.

Wieczorek, J., Baran, A., Bubak, A. (2023). Mobility, bioaccumulation in plants, and risk assessment of metals in soils. Sci Total Environ. 15:882:163574. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.163574.

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, 246–260p.

Nguyen, A. T., Némery, J., Gratiot, N., Dao, T., Le, T. T. M., Baduel, C., Garnier, J. (2022). Does eutrophication enhance greenhouse gas emissions in urbanized tropical estuaries? Environmental Pollution, 303: 119105. doi: 10.1016/j.envpol.2022.119105.

Noufal, K. P., Rajesh, B. Nair, SS., (2023). Antiproliferative Effects. of Methanolic Root Extracts of Eichhornia crassipes Against a Skin Melanoma Cell Line: An In Vitro Study. Cureus. 2023 Feb 2;15(2):e34545. doi: 10.7759/cureus.34545.

O DIA, (2022). Disponível em https://odia.ig.com.br/rio-de-janeiro/2022/04/6386756-comlurb-retira-537-toneladas-de-gigogas-na-praia-da-barra.html 23.04.2024.

Ofori, S.A., Arachchilage, S.K., Jayatissa, L.P. (2022) Spatial Dynamics of Pollution in a Tropical Lagoon Ecosystem and Its Social-Ecological Impacts. Water Air Soil Pollut 233, 266 https://doi.org/10.1007/s11270-022-05729-z.

Oliveira, J. R., Alves, A. B. J., Cortez, V. C. S. (2020).VI Encontro da Associação Nacional de Pesquisa e Pós- Graduação em Arquitetura e Urbanismo. 14p.

Prefeitura do Rio de Janeiro (2020) Disponível em: https://prefeitura.rio/comlurb/comlurb-ja-recolheu-1025-toneladas-de-gigogas-na-praia-da-barra-da-tijuca/. Acesso em 12.10.2022.

Prefeitura do Rio de Janeiro (2023). Disponível em: https://prefeitura.rio/comlurb/comlurb-recolheu-301-toneladas-de-gigogas-nas-areias-da-praia-da-barra-da-tijuca-ate-a-manha-desta-quarta-feira/ Acesso em 23.04.2024.

Queiroz, H. M., Ying, S.C., Abernathy, M., Barcellos, D., Gabriel, F., Otero, X., Nóbrega, G.N., Bernardino, A.F., Ferreira, T.O. (2021). Manganese: The overlooked contaminant in the world largest mine tailings dam collapse. Environment International, 146: 106284. doi: 10.1016/j.envint.2020.106284.

Rabiepour. A., Babakhani, A., Rahimabadi, E. Z. (2024) Effect of extraction methods on the antioxidant properties of water hyacinth, Eichhornia crassipes. Caspian Journal of Environmental Sciences. doi: 10.22124/cjes.2024.8015.

Raju, M.G., Pravallika, U., Pavani, K., Suvarchala, Reddy V.N.V.L.S., Edunoori,K. (2023). Preclinical Assessment of Wound Healing and Anti-Inflammatory Activities of Eichhornia Crassipes in Wistar Albino Rats". Asian Journal of Research in Zoology 6 (4):149-59. https://doi.org/10.9734/ajriz/2023/v6i4132.

Ramirez, A., Pérez, S., Flórez, E., Acelas, N., (2021). Utilization of water hyacinth (Eichhornia crassipes) rejects as phosphate-rich fertilizer. Journal of Environmental Chemical Engineering, 9(1): 104776. doi: 10.1016/j.jece.2020.104776.

Ribeiro, Y. (2024). Poluição por metais e hidrocarbonetos em sedimentos de fundo da Lagoa de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ): Aspectos biogeoquímicos e ecotoxicológicos. Dissertação de Mestrado (Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Rodrigues-Filho, J.L., Macêdo, R.L., Sarmento. (2023). From ecological functions to ecosystem services: linking coastal lagoons biodiversity with human well-being. Hydrobiologia 850, 2611–2653. https://doi.org/10.1007/s10750-023-05171-0.

Rufchaei, R., Abbas-Mohammadi, M., Mirzajani, A., Nedaei, S. (2022). Evaluation of the Chemical Compounds and Antioxidant and Antimicrobial Activities of the Leaves of Eichhornia crassipes (Water Hyacinth). Jundishapur J Nat Pharm Prod. 17(1):e101436. https://doi.org/10.5812/jjnpp.101436.

Santos, D. S., Cesar, R., Polivanov, H., Lourenço, R. S., Koifman, G., Ribeiro, Y. (2022). Soil salinization in scenario of sea level rise in the Jacarepaguá coastal plain (Rio de Janeiro, RJ): toxicity to earthworms. Revista Brasileira de Geografia Física v.15, n.05 (2022) 2260-.2278. doi: 10.26848/rbgf.v15.5.p2260-2278.

Santos, A. T., Némery, J., Gratiot, N., Dao, T., Le, T. T. M., Baduel, C., Garnier, J., (2022). Does eutrophication enhance greenhouse gas emissions in urbanized tropical estuaries? Environmental Pollution, 303: 119105. doi: 10.1016/j.envpol.2022.119105.

Sako, A., Coulibaly, K., Yé, L. (2023). Environmental Geochemistry and Human Health Risk Assessment of Potentially Toxic Elements in Urban Soils in the Vicinity of a Pb Fire-Assay Laboratory in Ouagadougou, Burkina Faso. Water Air Soil Pollut 234, 712 https://doi.org/10.1007/s11270-023-06718-6.

Sattar, S., Shabbir, A., Shahzad, M., Akhtar, T., Ahmad, A., Alnasser, S.M., Riaz, B., Karimullah, S., Ahmad, A. (2023). Eichhornia crassipes Ameliorated Rheumatoid Arthritis by Modulating Inflammatory Cytokines and Metalloproteinase Enzymes in a Rat Model. Medicina (Kaunas).4;59(9):1594. doi: 10.3390/medicina59091594.

Sayago, U. G. C. (2021). Design and development of a biotreatment of E. crassipes for the decontamination of water with Chromium (VI). Scientific Reports, 11: 9326. doi: 10.1038/s41598-021-88261-0.

Schiedeck, G., Strassburger, K, F, S., Silveira, E.F., Holz, F. P. (2010). Embrapa. Comunicado Técnico. Alimentação de Minhocas: teste de aceitação do alimento. ISSN 1806-9185 Pelotas, RS Técnico.

Shah, K. K., Tiwari,I., Tripathi, S., Subedi, S., Shrestha, J. (2020). Invasive alien plant species: a threat to biodiversity and agriculture in Nepal. Agriways 8 (2) :62-73 doi:10.38112/agw.2020.v08i01.008.

Singh, J., Kumar, V., Kumar, P. (2021). Kinetics and prediction modeling of heavy metal phytoremediation from glass industry effluent by water hyacinth (Eichhornia crassipes). International Journal of Environmental Science and Technology, 19: 5481-5492. doi: 10.1007/s13762-021-03433-9.

Siqueira, D., Cesar, R., Lourenço, R., Salomão, A., Marques, M., Polivanov, H., Teixeira, M., Vezzone, M., Santos, D., Koifman, G., Fernandes, Y., Rodrigues, A. P., Alexandre, K., Carneiro, M., Bertolino, L. C., Fernandes, N., Domingos, L., Castilhos, Z. C. 2022. Terrestrial and aquatic ecotoxicity of iron ore tailings after the failure of VALE S.A mining dam in Brumadinho (Brazil). Journal of Geochemical Exploration 235, 106954. doi: 10.1016/j.gexplo.2022.106954

Sobrinho, R. L, Peçanha, G.C., Sousa, T.M. Cotovicz-Junior, L.C., Vidal, L.O., Pereira-Netto, A.D.P., Bernardes, M.C. (2023). Evaluation of urban pollution in a tropical lacustrine ecosystem by using n-alkanes and sterols as biomarkers. Environmental Pollution, 316: 120567. doi: 10.1016/j.envpol.2022.120567.

Souza, R. F. M. & França, J. A. A. (2023) Eichhornia crassipes (Mart.) Solms: impactos do aguapé na região do submédio Rio São Francisco. Natural Resources, v.13, n.2, p.28-34, 2023. doi: http://doi.org/10.6008/CBPC2237-9290.2023.002.0004.

Shukla, A., & Tripathi, R. (2023). Phytol as a hepatoprotective compound in the leaves of Eichhornia crassipes. The Applied Biology & Chemistry Journal, 3(4), 79-82. https://doi.org/10.52679/tabcj.2022.0009.

Stabenau, N., Zehnsdorf, A., Rönicke, H., Wedwitschka, H., Moeller, L., Ibrahim, B., Stinner, W., (2016). A potential phosphorous fertilizer for organic farming: recovery of phosphorous resources in the course of bioenergy production through anaerobic digestion of aquatic macrophytes. Energy, Sustainability and Society, 8: 16. doi: 10.1186/s13705-018-0155-2.

Tavares, M. H (2023). Análise do impacto de mudanças ambientais na variação espaço-temporal da qualidade da água de lagos rasos costeiros brasileiros por sensoriamento remoto. (Tese de doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Teixeira, M., Cesar, R., Abessa, D., Siqueira, C., Lourenço, R., Vezzone, M., Fernandes, Y., Koifman, G., Perina, F. C., Meigikos, Dos Anjos R., Polivanov, H., Castilhos, Z. (2022). Ecological risk assessment of metal and hydrocarbon pollution in sediments from an urban tropical estuary: Tijuca lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). Environmental Science and Pollution Research, 30: 184–200.

Tonhá, M. S., Garnier, J., Araujo, D. F., Cunha, B. C. A., Machado, W., Dantas, E., Araujo, R., Kutter, V. T., Bonnet, M., Seyler, P. (2020). Behavior of metallurgical zinc contamination in coastal environments: A survey of zn from electroplating wastes and partitioning in sediments. Science of the total environment, 743(15): 140610. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140610.

Turnipseed, R. K., Moran, P. J., Allan, S. A. (2018). Behavioral Responses of Gravid Cu/ex quinquefasciatus, Aedes aegypti, and Anopheles quadrimaculatus Mosquitoes to Aquatic Macrophyte Volatiles.}. Vector Ecol. 43 (2), 252-260. doi:10.1111/jvec.12309.

Uille, M. T., Lorenzen, P., Wandscheer, C. (2024). Carbono azul:Manguezais, um potencial sumidouro de carbono para a América Latina eCaribe. Estudios Avanzados, 40, 149-182, https://doi.org/10.35588/drc5zx11Estudios AvanzadosNº 40, 2024: 149-182ISSN 0718-5014ArtículoDOI https://doi.org/10.35588/drc5zx11.

Van,T.T.A., Klyueva, V., Degtyareva, K. (2021). Analysis of the total toxicity of some technogenically disturbed soils using bioassays. BIO Web of Conferences 40(16):01013. Follow journal.doi: 10.1051/bioconf/20214001013.

Verma, F., Singh, S., Singh, J., Dhaliwal, S. S., Parkash, C., Kumar V., Kumar, R. (2022). Assessment of heavy metal contamination and its effect on earthworms in different types of soils. International Journal of Environmental Science and Technology, 19: 4337-4350. doi: 10.1007/s13762-021-03297-z.

Vezzone, M., Cesar, R., Polivanov, H., Serrano, A., Siqueira, D., Abreu, L., Bianchi, M., Correia, M. E., Castilhos, Z., Campos, T., (2018). Ecotoxicological evaluation of dredged sediments from Rodrigo de Freitas Lagoon (Rio de Janeiro State, Brazil) using bioassays with earthworms and collembolans. Environmental Earth Sciences 77, 743. doi: 10.1007/s12665-018-7930-4.

Yadav R., Kumar R., Gupta, R.K., Kaur, T., Kiran, Kour, A., Kaur, S., Rajput, A (2023). Heavy metal toxicity in earthworms and its environmental implications: A review. Environmental Advances, 12: 100374. doi: 10.1016/j.envadv.2023.100374.

Zhou, J.M., Jian, Z.C., Qin, X,Q,, Zhang, L.K., Huang, Q.B., Xu, G.L., Dionysiou, D.D., (2020). Efficiency of Pb, Zn, Cd, and Mn Removal from karst water by Eichhornia crassipes. International Journal of Environmental Research and Public Health, 17(15); 5329. doi: 10.3390/ijerph17155329.

Zhou, Q., Wang, Y., Wen, X., Liu, H., Zhang, Y. (2022a). The Effect of Algicidal and Denitrifying Bacteria on the Vertical Distribution of Cyanobacteria and Nutrients. Water, 14(13): 2129. doi: 10.3390/w14132129.

Zhou, W., Xiang, S., Shi, Y., Xu, X., Lu, H., Ou, W., Yang, J. (2022b). Invasive Water Hyacinth (Eichhornia crassipes) Increases Methane Emissions from a Subtropical Lake in the Yangtze River in China. Diversity, 14(12): 1036. doi: 10.3390/d14121036.

Lake in the Yangtze River in China. Diversity, 14(12): 1036. doi: 10.3390/d14121036.