

Biogeoquímica e Conservação dos Ecossistemas Costeiros no Antropoceno: Bosques de Mangue da APA Tinharé-Boipeba, BA (BR)

Biogeochemistry and Conservation of Coastal Ecosystems in the Anthropocene: Mangrove Forests of the Tinharé-Boipeba APA, BA (BR)

Manuel Vitor P. Gonçalves^{1*}, Juan Carlos R. Alva¹, Iracema R. Silva², Manoel Jerônimo M. Cruz², Antonio Bomfim da S. Ramos Jr³, Débora da Luz Porciúncula¹, Gláucio Alã V. Moreira¹

RESUMO

Os bosques de mangue constituem o patrimônio natural, os atrativos ao turismo e ofertam serviços ecossistêmicos para os usos da natureza no Litoral Sul da Bahia. Esta pesquisa teve como objetivo investigar aspectos geobotânicos (diagnose e biometria foliar) e os níveis dos metais-traço (Cu, Zn, Cd, Pb) nos sedimentos e nas folhas de plantas de mangue da APA Tinharé-Boipeba, Cairu, Baixo Sul da Bahia, Brasil. Considerou-se os níveis de metais-traço nas folhas das espécies *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* (10 pontos) e sedimentos (40 pontos), por *Espectrometria de Absorção Atômica com Chama* (FAAS), e das análises das variáveis ecológicas-geobotânicas. Os níveis dos metais-traço nas folhas das espécies de mangue foram considerados não tóxicos (Zn > Cu > Pb > Cd) e os níveis dos metais-traço nos sedimentos (Zn > Pb > Cd) sugeriram que os bosques de mangue da APA não poderiam ser considerados poluídos. Os valores do FC (< 1,0) apontaram que os metais não estariam biodisponíveis e que o acúmulo destes nas folhas não correspondeu aos níveis nos sedimentos. A análise multivariada indicou que as variações na área e na integridade foliar podem representar uma resposta a um estressor distinto dos investigados e discriminou os metais segundo a mobilidade geoquímica. Recomenda-se a realização de novas pesquisas de biogeoquímica centradas na avaliação de impactos e na conservação.

Palavras-chave: Metais-Traço; Manguezal; Conservação da Natureza; Geoética e Dignidade Humana.

ABSTRACT

Mangrove forests constitute the natural heritage, attractions for tourism and offer ecosystem services for the uses of nature on the South Coast of Bahia. This research aimed to investigate ecological-geobotanical aspects (diagnosis and leaf biometry) and the levels of trace metals (Cu, Zn, Cd, Pb) in the sediments and leaves of mangrove plants from the Tinharé-Boipeba APA, Cairu, Baixo South of Bahia, Brazil. Laboratory analyzes of the levels of trace metals in the leaves of the species *Avicennia schaueriana* and *Laguncularia racemosa* (10 points) and sediments (40 points) were considered, with the aid of Flame Atomic Absorption Spectrometry (FAAS), and the analysis of geobotanical variables. The levels of trace metals in the leaves of mangrove species were considered non-toxic (Zn > Cu > Pb > Cd) and the levels of trace metals in the sediments (Zn > Pb > Cd) suggested that the mangrove forests of the APA could not be considered polluted. The values of the FC (< 1.0) indicated that the trace metals would not be bioavailable and that their accumulation in the leaves did not correspond to the levels in the sediments. The multivariate analysis indicated that variations in leaf area and integrity may represent a response to a different stressor from those investigated and discriminated the metals according to geochemical mobility. It is recommended that new biogeochemical research be carried out focused on impact assessment and conservation.

Keywords: Trace Metals; Mangrove; Nature Conservation; Geoethics and Human Dignity.

¹ Universidade Católica do Salvador (UCSAL). *E-mail: E-mail: manuel.goncalves@pro.ucsal.br

² I Universidade Federal da Bahia do Salvador (UFBA).

³ Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS).

INTRODUÇÃO

Nas últimas cinco décadas, as demandas econômica, demográfica e sociocultural dos seres humanos, no período histórico da “Grande Aceleração”, pressionaram os ecossistemas (VEIGA, 2019). Estas pressões podem ser relacionadas à acidificação dos oceanos, às mudanças climáticas, nos ciclos biogeoquímicos do carbono e do nitrogênio, à poluição por metais-traço e por microplástico e às ameaças à etnobioidiversidade.

Porto-Gonçalves (2020) esclarece que a “Grande Aceleração” representa um período histórico em crise e ultrapassa a crise do capitalismo enquanto crise civilizatória, porque reside na crise de um padrão de poder e de saber que se impõe há 500 anos, onde as relações desiguais de poder e de saber originaram-se no projeto colonial eurocêntrico.

(...) As bases em que se sustentavam esse padrão de poder/saber – a dominação da natureza e de todos os grupos sociais que à natureza são assimilados – os indígenas/selvagens, os negros, as mulheres, os que operam com as mãos sejam proletários ou camponeses – começam a ser abertamente questionados por aqueles que, apesar de lutarem a mais de 500 anos, só agora pós 1950/1960 começam a ter voz. Reinventam, assim, suas relações com a natureza e a cultura, com o conceito de território desnaturalizando-o. Assim, diante de um dos mais intensos processos expropriatórios que a humanidade jamais viveu, como nos últimos 50 anos, emergem outras referências teórico-políticas sinalizando que estamos diante de outros horizontes de sentido não eurocêntricos. (Porto-Gonçalves, 2020: p. 1).

Em adição, a comunidade científica tem desvelado desde meados do século XX a profunda transformação socioecológica e de seus efeitos negativos sobre a biodiversidade planetária associadas às atividades humanas (TAYLOR *et al.*, 2020). Barnosky *et al.* (2011) ressaltam que os padrões de uso da terra acentuaram o processo de extinção de espécies em ritmos de aproximadamente 100 a 1.000 vezes maiores que as taxas de fundo. Este padrão de extinção de espécies, inédito no registro paleontológico, em escala planetária, configura o evento da “sexta extinção em massa”, uma face do Antropoceno.

O termo Antropoceno ficou conhecido, após o químico holandês e vencedor do Prêmio Nobel de Química Paul Crutzen, no ano de 2000, sugerir o fim do Holoceno, uma Época que representa os últimos 12 mil anos, do Período Quaternário, da Era Cenozóica. Esta proposição se deu a partir da compreensão do quanto a questão ambiental, em que pese a crise da biodiversidade e climática, seria decisiva para o futuro da humanidade. Desta forma, Crutzen e Stoermer (2000) propuseram a emergência do Antropoceno, uma nova Época que sucederia ao Holoceno, no Período Quaternário, na Era Cenozóica.

Neste contexto, as ações humanas constituem uma pressão evolutiva na Terra no Antropoceno, onde se têm que parte da comunidade científica internacional acredita que a nova Época iniciou-se desde da “Grande Aceleração” (PALUMBI, 2001; PIRATELLI; FRANCISCO, 2013, STUART *et al.*, 2014; TABASHNIK *et al.*, 2014; LEWIS; MASLIN, 2015). Contudo, persiste a dúvida sobre qual seria o início do Antropoceno em que pese ao registro estratigráfico ao estabelecimento da Época do Antropoceno na Escala de Tempo Geológico, após a Idade Meghalaya, no Período Quaternário pela União Internacional de Ciências Geológicas (IUGS). E persiste a dúvida se o universo ecológico e simbólico-social das atividades humanas poderia ser considerado uma força geológica.

Neste âmbito, ainda que se considere as ressalvas quanto ao marco inicial do Antropoceno e seu reconhecimento pela IUGS, ou da hipótese que compara o ser humano a uma força geológica, não se pode ignorar os impactos da transformação socioecológica a partir da “Grande Aceleração” sobre os ecossistemas, sociedades e territórios. Assim, destaca-se que os usos da terra e as atividades urbano-industriais têm alterado o ambiente, os ciclos biogeoquímicos e a evolução da vida na Terra (LEWIS; MASLIN, 2015).

Apona-se, entre as atividades humanas associadas a perda de habitat, a supressão e a fragmentação de florestas neotropicais, que se aplica aos bosques de mangue, para a conversão aos usos da terra urbano-industriais, da aquicultura e agricultura intensivas. Destaca-se que o Sudeste Asiático é uma área crítica para a conservação porque possui os bosques de mangue mais extensos (50% da área global), altas taxas de perda de área de mangue e a maior diversidade de plantas de mangue do Planeta (POLIDORO *et al.*, 2010; HAMILTON; CASEY, 2016; BRYAN-BROWN *et al.*, 2020). Ressaltam, ademais, a conversão de florestas de mangue para aquicultura e culturas de arroz dentre as causas da fragmentação e da perda de áreas de mangue (> 50% do total) no Sudeste Asiático.

Os bosques de mangue estendem-se por mais de 15 milhões de hectares e 120 países, cujos bosques neotropicais abrangem mais de 4,5 milhões de hectares (\pm 30% da área global) (LUGO, 2002; GIRI *et al.*, 2011). Na América Latina, os bosques de mangue brasileiros atingem \pm 1,3 milhão de hectares (\pm 8,5% da área global), seguindo-se pelos bosques de mangue do México (\pm 5,0% da área global) e de Cuba (\pm 3,2% da área global). Estima-se que a taxa de perda de áreas de mangue da América do Sul é menor do que as taxas de perda obtidas da América do Norte e Central ou da média global (FAO, 2007).

Por isso, as sociedades planetárias estabeleceram, de acordo com Schmitt *et al.* (2009), uma rede de áreas protegidas previstas nas Categorias I-IV da União Internacional

para Conservação da Natureza (IUCN) para a conservação do manguezal. Esta rede de proteção, ao incluir as áreas de uso sustentável, somam 21% dos bosques de mangue do Planeta. Assim, representam as convenções internacionais para a proteção e conservação do manguezal: a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (*Convenção de Ramsar*), o Programa Homem e a Biosfera, da Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura (UNESCO), de 1971, e a Convenção para Proteção do Patrimônio Mundial, Cultural e Natural (*Recomendação de Paris*), da UNESCO, desde 1970, a Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas, de 1975, e a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), de 1992.

No Brasil, os bosques de mangue representam áreas protegidas de acordo com a Lei nº 9.985/00 (BRASIL, 2000) que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), e respaldam-se nos acordos firmados a partir de convenções internacionais para a proteção da natureza e do manguezal. Gravez *et al.* (2013) estimam que 82% dos bosques de mangue no Brasil localizam-se nas áreas protegidas do SNUC, onde se permite o uso sustentável para 77% destas áreas protegidas e outro total de 23% dos bosques de mangue estão inseridos em áreas de proteção integral.

Lugo *et al.* (2014) destacam um número crescente de áreas protegidas de manguezal da América Latina e Caribe, mas parte dessas áreas não dispõem de meios objetivos para sua efetivação. Esta condição explicita a vulnerabilidade destas áreas protegidas às pressões políticas e socioeconômicas que degradam o manguezal. Ademais, a conservação de áreas costeiras exige a consideração das demandas político-econômicas dos sujeitos sociais em situação de vulnerabilidade social frente aos interesses do turismo, do comércio, da aquicultura, da indústria e dos usos da terra (DIEGUES, 2019).

Diegues (2005) assinala que a criação e a gestão de áreas protegidas neotropicais devem refletir as condições político-socioeconômicas das comunidades no entorno destas áreas. Por isso, a presente pesquisa integra-se a conservação do manguezal às lutas pelos direitos fundamentais à vida, à saúde, à educação, ao ambiente sadio e equilibrado dos sujeitos sociais, em especial nos países em desenvolvimento, e, por isso, aproxima-se da vertente do movimento ambiental do “Ecologismo dos Pobres”, ou “Justiça Ambiental”, segundo Martinez-Alier (2007). Compreende-se que a conservação da natureza deva considerar as demandas políticas daqueles socialmente vulneráveis, a exemplo das populações tradicionais, frente às pressões de atividades econômicas hegemônicas, como do turismo, urbanização, agricultura, carcinicultura, mineração e da indústria do petróleo.

No Antropoceno, o manguezal e demais ecossistemas costeiros e marinhos estão sob pressão da poluição e dos usos da terra urbano-industriais, da aquicultura e agricultura (LIU; MA; QU, 2015). Contudo, destaca-se que a degradação dos ecossistemas costeiros e marinhos ameaça a oferta de serviços ecossistêmicos ao Planeta (CROOKS *et al.*, 2011; LOVELOCK *et al.*, 2015; MARTUTI, WIDIANARKO; YULIANTO, 2017; SCHUERCH *et al.*, 2018). Com isso, a oferta de serviços do manguezal contempla, de acordo com Atwood *et al.* (2017) e Hochard, Hamilton e Barbier (2019), a prevenção da erosão marinha, a proteção da zona costeira contra ventos fortes e a oferta de espécies pesqueiras e de habitats para os organismos juvenis e o sequestro do carbono azul.

Os serviços ecossistêmicos abrangem as condições e os processos que propiciam aos ecossistemas e as espécies que os compõem sustentarem à economia, a vida e o bem-estar humano, e, emergem das demandas e valores humanos (HOLMLUND; HAMMER, 1999; DAILY; JOSHUA, 2004). Por isso, Daily (1997), Odum e Barret (2007) e Barbaut (2011) compreendem que os serviços ecossistêmicos abrangem as funções da natureza de suporte à vida, de regulação e de oferta de qualidade estética-cultural à vida humana.

Ressalta-se que o complexo planta-rizosfera e sedimentos do manguezal sequestra quantidades significativas anuais do carbono, tornando-se, um sumidouro global do carbono azul (BOUILLON *et al.*, 2008; MCLEOD *et al.*, 2011). Macfarlane *et al.* (2007) e Křibek *et al.* (2011) assinalam que a conservação do manguezal garante os serviços de sequestro e aprisionamento de poluentes, a exemplo dos metais-traço. Contudo, Yu *et al.* (2010) e Al-Mur *et al.* (2017) sinalizam que os metais-traço podem ser liberados dos sedimentos do manguezal à água ou à biota sob condições geoquímicas desfavoráveis a retenção, alterar a especiação química destes e causar danos à biota e à saúde humana.

Abou Seedo *et al.* (2017) explicam que a poluição por metais-traço provoca danos ao ambiente costeiro e ameaça à saúde ambiental, porque são poluentes muito reativos e persistentes no meio. A poluição do manguezal por metais-traço pode decorrer de fontes litogênicas e dos usos da terra, das atividades urbano-industriais e agrícolas e de falhas do saneamento e o aporte de águas poluídas na zona costeira (GONÇALVES *et al.*, 2020).

Lacerda *et al.* (1993) compreendem que o manguezal torna-se um receptor de metais-traço, em especial a sua rizosfera e sedimentos em função da proximidade geográfica aos centros populacionais e as áreas industriais. Desta forma, os sedimentos do manguezal são considerados sumidouros de metais-traço trazidos pelas águas fluviais, pluviais e marés (WEN-JIAO; XIAO-YONG; PENG, 1997; DIAS; NAYAK, 2016).

Neste contexto, diversos pesquisadores no mundo utilizaram as ferramentas da biogeoquímica na avaliação de impactos ambientais da poluição por metais-traço de sedimentos e das plantas do manguezal, a exemplo dos trabalhos que foram realizados por Defew *et al.* (2005), Leão *et al.* (2008), Garcia *et al.* (2008), Silva (2011), Gonçalves *et al.* (2012), Birch *et al.* (2015), Chowdhury *et al.* (2017), Kaewtubtim *et al.* (2018), Almahasheer *et al.* (2019), Barros *et al.* (2021) e Gosh *et al.* (2021). Contudo, carece-se de estudos que explicitem o uso concomitante de ferramentas da geoquímica na avaliação dos impactos da poluição dos sedimentos por metais-traços e da conservação dos bosques de mangue, e que possam subsidiar o gerenciamento costeiro integrado e sustentável.

Na zona costeira da Bahia, Brasil, destaca-se a pesquisa de geoquímica de Oliveira (2000) nos bosques de mangue da Baía de Camamu, no Baixo Sul da Bahia, sob a influência da mineração de barita, que obteve os níveis mais baixos dos metais-traço Zn e Pb nos sedimentos do estuário e os níveis mais altos na Região das Ilhas. A magnitude dos níveis dos metais-traço Zn e Pb nos sedimentos da Região das Ilhas, na Baía de Camamu, pôde ser comparada aos níveis destes metais nos sedimentos do manguezal de Santo Amaro, na Bahia, sob pressão da poluição metais-traço associados aos usos da terra, as atividades urbano-industriais e a mineração de chumbo, de acordo com Queiroz (1992).

No Litoral do Baixo Sul da Bahia, o turismo constitui a principal atividade econômica e fonte de renda da população, contudo destaca-se dentre as atividades degradadoras dos ecossistemas costeiros e marinhos (SILVA *et al.*, 2007). Ademais, os usos da terra, as atividades petrolíferas, a mineração, as falhas do saneamento, sobrepesca e a agricultura degradam os ecossistemas costeiros e marinhos no Baixo Sul da Bahia (LESSA, 2007; PAIXÃO, 2015; OLIVEIRA *et al.*, 2009; GONÇALVES *et al.*, 2022a).

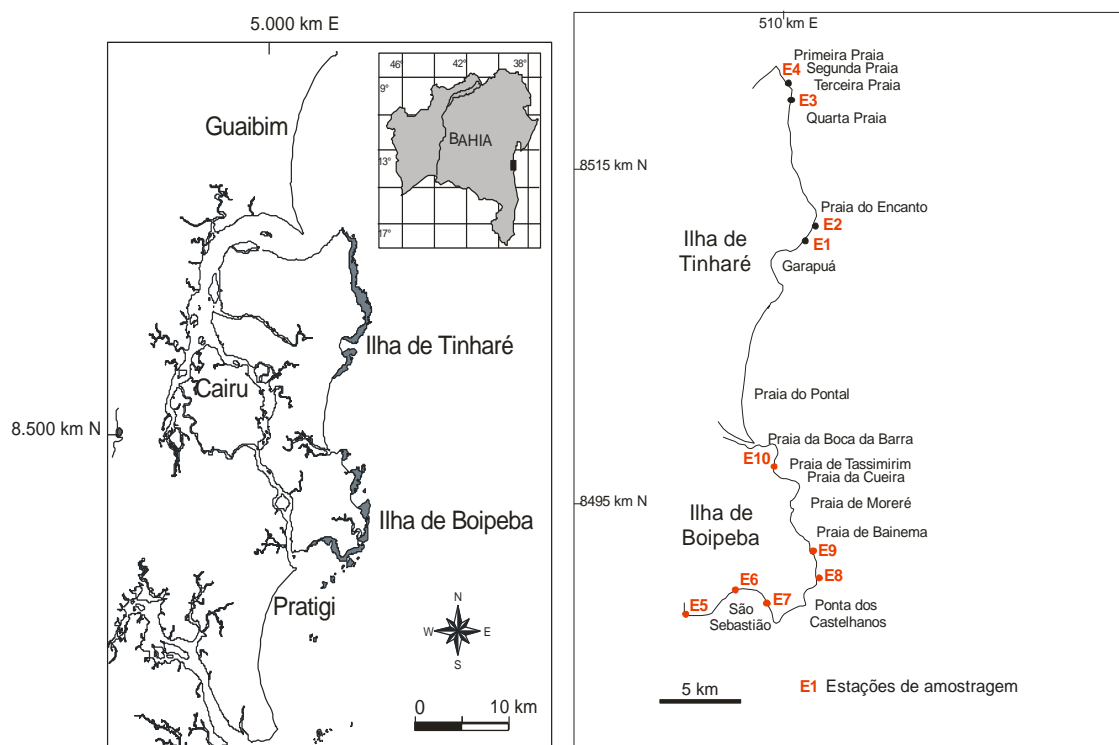
Alencar (2011), Paixão *et al.* (2016), Elliff e Kikuchi (2017), Sant'anna Porto (2019) e Vilar *et al.* (2021) ressaltam as ameaças do turismo, da indústria petrolífera, dos usos da terra, do saneamento e da sobrepesca sobre a etnobioidiversidade de ecossistemas costeiros e os modos de vida quilombolas, pescador e marisqueiras na Área de Proteção Ambiental Tinharé-Boipeba (APA), no município de Cairu, no Baixo Sul da Bahia.

Neste âmbito, esta pesquisa pretendeu investigar as inter-relações entre a integridade e biometria foliar e os níveis de metais-traço (Cu, Zn, Cd, Pb) nos sedimentos e folhas de plantas de mangue da APA Tinharé-Boipeba, no Baixo Sul da Bahia, Brasil. Explicita-se o uso simultâneo das ferramentas da biogeoquímica na avaliação de impactos ambientais dos metais-traços e nas estratégias de conservação dos bosques de mangue.

ÁREA DE ESTUDO: CLIMA E ASPECTOS GEOAMBIENTAIS

Esta pesquisa foi desenvolvida na APA Tinharé-Boipeba, com extensão de 43.000 hectares, localizada no município de Cairu, no Baixo Sul da Bahia, Brasil (Figura 1). Cairu possuía uma população de 15.374 mil habitantes, um Produto Interno Bruto de R\$ 1.397.356 mil reais e Índice de Desenvolvimento Humano Municipal de 0,627 (BRASIL, 2010). Esta APA foi instituída a partir do Decreto Estadual nº 1240/92, em resposta à pressão do turismo no Baixo Sul da Bahia induzida pelo Governo Estadual sobre a dinâmica sócio-espacial e a conservação do Bioma Mata Atlântica de Cairu. Ademais, a exploração de gás natural pela Petróleo Brasileiro S.A., desde 2007, pressiona a dinâmica sócio-espacial-ambiental de Cairu e do Baixo Sul da Bahia (GONÇALVES, 2010).

Figura 1. Mapa de localização da APA Tinharé-Boipeba, no município de Cairu, no Baixo Sul da Bahia. Indica a disposição dos pontos amostrais da área de estudo (recifes pétreos em cinza).



Fonte: Elaborada pelos autores.

Em relação ao clima, a APA Tinharé-Boipeba situa-se sob a zona de clima quente e úmido, tropical costeiro, entre as faixas Aw e Af, com base na classificação de Köppen (1948). A temperatura média anual é de 24,6°C, com valores máximos de 31,2 °C (março) a 27,6 °C (julho), valores mínimos de 24,4 °C (março) a 19,4 °C (agosto) e pluviometria anual de 2.118,7 mm, com chuvas mais intensas e distribuídas entre os meses de março e agosto e percentuais da umidade relativa de 80 a 90% (BRASIL, 1995; SEI, 2014).

Na geologia local, afloram as rochas carbonáticas, arenitos e folhelhos de idade Cenozóica ou Mesozóico da Bacia de Camamu, depositadas sobre o embasamento gnáissico (BARBOSA; DOMINGUEZ, 1996). Esta bacia sedimentar possui importância hidrogeológica e hospeda minérios não-energéticos (barita), óleo e gás nos arenitos. Além disso, as falésias associadas as rochas areníticas ou as rochas carbonáticas da Bacia de Camamu, as enseadas, os promontórios e as praias são considerados atrativos ao turismo.

Esta APA tem um modelado de plano a suave ondulado, ou forte ondulado, que se distribui nas unidades Baixada Litorânea, Planícies Marinhas e Fluviomarinhas. Neste modelado, desenvolve-se uma rede hidrográfica densa e dendrítica, cuja maioria dos rios é perene e os rios mais relevantes são influenciados pela dinâmica do oceano e das marés, e os estuários conectam-se com o oceano pelas desembocaduras dos rios de Morro de São Paulo, Velha Boipeba e Barra dos Carvalhos (Figura 2). Despontam-se os remanescentes de Mata Atlântica bordejados pelos recifes pétreos e bosques de mangue, em especial de Garapuá, na ilha de Tinharé, e da ilha de Boipeba (GONÇALVES *et al.*, 2022b).

MATERIAIS E MÉTODOS

Variáveis Geobotânicas e Metais-Traço em Folhas

Selecionou-se os pontos amostrais dispostos em zonas de mangue estuarino e de transição, em especial, de mangue em franja, onde se obteve 4 pontos na ilha de Tinharé (E1 a E4) e 5 na ilha de Boipeba (E5 a E10), posicionados por GPS - *Global Positioning System*. Indicou-se, aleatoriamente, em cada ponto duas parcelas de 10 m² e coletou-se 30 folhas adultas por espécime, por parcela, das espécies *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn, da família Combretaceae, e *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman ex Moldenke, pertencente à subfamília Avicenniaceae, *Acanthaceae*, a partir do terceiro nó, na extremidade distal do ramo, na baixa-mar, para um total de 540 amostras. Armazenou-se as amostras em sacos plásticos pré-identificados, acondicionando-as a $\pm 4^{\circ}$ C.

Procedeu-se a avaliação geobotânica *in loco*, e no laboratório, da integridade foliar (galhas, herbivoria-pastejo, clorose-despigmentação, perfurações, necrose) e mensurou-se a área foliar com paquímetro manual. A diagnose foliar (integridade; biometria foliar) e a leitura de metais-traço deram-se no Laboratório de Estudos do Meio Ambiente (LEMA), Universidade Católica do Salvador, e nos laboratórios do Centro de Excelência em Geoquímica do Petróleo (LEPETRO) da Universidade Federal da Bahia (UFBA).

Efetuiu-se a leitura de metais-traço (Cu, Cd, Pb, Zn) nas folhas das plantas de mangue por *Espectrometria de Absorção Atômica com Chama* (FAAS) (*Varian Spectr AA-6440Z*), após a adição de 3 ml de HNO₃ (1:1) para 0,5 g de amostra (peso seco) e abertura em forno de micro-ondas. Além disso, os analitos foram lidos em duplicatas, com 20% de triplicatas, de brancos e da adoção do padrão de referência internacional (*National Institute of Standards and Technology, Apple Leaves - NIST-1515*). A Tabela 1 sumariza as condições de detecção dos metais-traço e do controle de qualidade analítica, onde a recuperação variou entre 60% e 103%, sendo mais expressiva para o metal Zn.

Tabela 1. Recuperação de abertura de metais-traços em folhas das espécies *A. schaueriana* e *L. racemosa* em forno de micro-ondas, a partir da utilização de padrão de referência NIST-1515.

Padrão (NIST-1515)	Cu (µg.g ⁻¹)	Cd (µg.g ⁻¹)	Pb (µg.g ⁻¹)	Zn (µg.g ⁻¹)
λ (nm)	324.80	228.80	217.00	213.90
NIST 1515	5.64	0.002	0.47	12.50
Padrão (média do valor encontrado)	3.87	0.001	0.35	12.92
Recuperação (%)	70.00	60.00	74.00	103.00
Limite de detecção	0.019	0.015	0.0133	0.012

Fonte: Elaborada pelos autores.

Metais-Traço em Sedimentos e Fator de Concentração

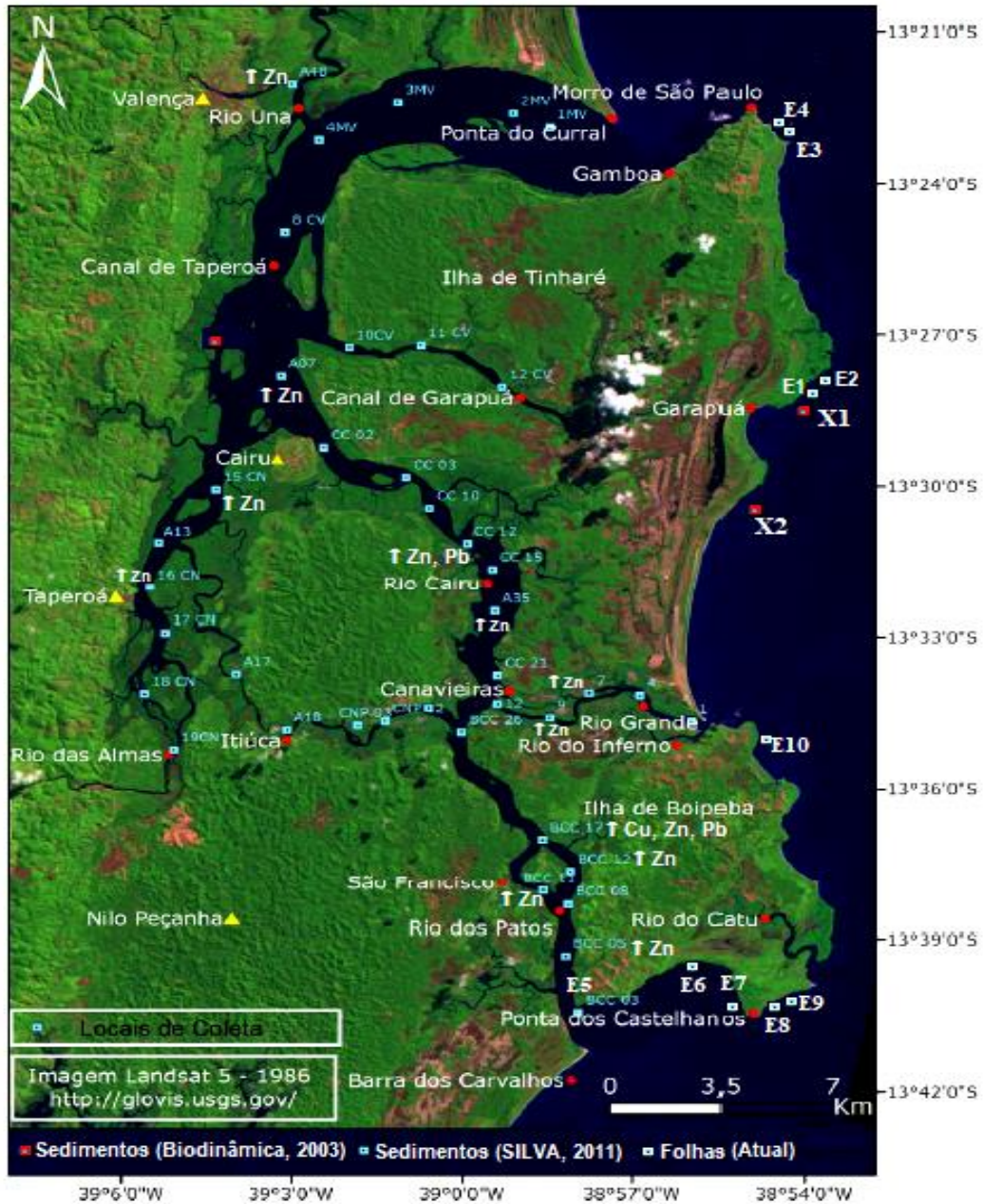
Calculou-se o Fator de Concentração (FC) a partir da razão entre os níveis médios do metal-traço na matriz geoquímica folha (*L. racemosa/A. schaueriana*) e no sedimento (Equação 1), com base em Salisbury e Ross (2012). Utilizou-se os dados da leitura de metais-traço dos sedimentos de 40 pontos na APA Tinharé-Boipeba, por FAAS (*Varian Spectr AA-6440Z*), da pesquisa de mestrado de Silva (2011) (Figura 2) e os níveis médios de metais-traço no folhelho padrão, conforme Turekian e Wedepohl (1961). Além disso, selecionou-se os dados de metais-traço nos sedimentos arenosos de localidades de Morro de São Paulo, na Ilha Tinharé, com base no trabalho da Biodinâmica/GMA (2003).

$$FC = \frac{\text{Nível do metal na matriz geoquímica folha}}{\text{Nível do metal na matriz geoquímica sedimento}} \quad (\text{Equação 1})$$

Análise Estatística e Geoestatística

A abordagem estatística abrangeu as análises descritiva e inferencial, com auxílio do teste de normalidade (*Shapiro-Wilk*) e de testes de comparações múltiplas de dados paramétricos (*One-Way - ANOVA*) ou de dados não-paramétricos (*Kruskal-Wallis*), ao um nível de significância de 5%. Adotou-se, além disso, a técnica estatística multivariada de Análise Fatorial, o método de rotação *Varimax* e a normalização de *Kaiser*.

Figura 2. Mapa de distribuição dos pontos amostrais de coleta de amostras de sedimentos e folhas dos bosques de mangue da APA Tinaré-Boipeba, no município de Cairu, Baixo Sul da Bahia.



Fonte: Modificado de Silva (2011).

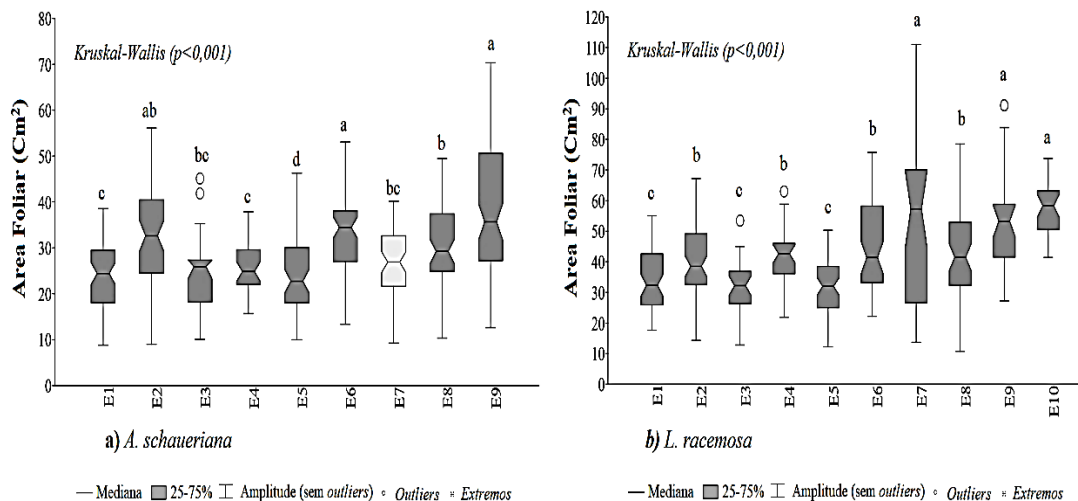
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Geobotânica e Diagnose Visual

As medianas da área foliar da *A. schaueriana* diferiram entre os pontos amostrais (*Kruskal-Wallis*) ($E9$ ou $E6 > E2 > E8 > E3$ e $E7 > E1$ e $E4 > E5$) (Figura 3). Enquanto que as medianas da área foliar da *L. racemosa* diferiram entre os pontos amostrais

(Kruskal-Wallis) (E7, E9 e E10 > E2, E4, E6 e E8 > E1, E3 e E5) (Figura 3). Obteve-se os maiores valores da área foliar nas proximidades da foz dos Rios Bainema, Catu e Santo.

Figura 3. Diagrama de *box-plot* da distribuição dos valores da área foliar na APA Tinaré e Boipeba. **A.** Área do limbo foliar na *A. schaueriana*. **B.** Área do limbo foliar na *L. racemosa*.



Fonte: Elaborada pelos autores.

As amostras de folhas da *A. schaueriana* foram classificadas, a seguir, em relação a integridade foliar (% de folhas): herbivoria (44%) > perfurações (33%) > clorose (32%) > galhas (29%) > necrose (28%) (Tabela 2). Além disso, apresenta-se, a seguir, em ordem decrescente, as alterações foliares na *L. racemosa*: as perfurações (46%) > herbivoria (44%) > clorose (41%), manchas escuras (38%) > necrose (21%) > galhas (7%).

Tabela 2. Sumário estatístico da integridade e área foliar da *Avicennia schaueriana* *Laguncularia racemosa* na APA Tinaré-Boipeba, no Baixo Sul da Bahia, Brasil.

a) Diagnóstico visual das amostras da *A. schaueriana* nos bosques de mangue da APA (n=540)

Estação Amostral	Clorose	Manchas Escuras	Galhas	Herbivoria (Pastejo)	Perfurações	Necrose	Área Foliar
Mínimo	7.00	0.00	0.00	7.00	7.00	6.00	8.80
Máximo	23.00	23.00	13.00	15.00	15.00	15.00	70.35
Mediana	15.00	14.00	3.00	13.50	11.50	12.00	29.89
Média ± EP	15.00 ± 1.59	12.40 ± 1.94	4.20 ± 1.51	12.70 ± 0.91	11.50 ± 0.99	11.90 ± 0.85	28.46 ± 0.49
Desvio Padrão	5.01	6.15	4.78	2.87	2.80	2.69	11.16
CV (%)	33.41	49.60	113.80	22.59	24.34	22.57	37.35
SW (p valor)	0.05 ^a	0.32 ^a	0.02 ^b	0.01 ^b	0.57 ^a	0.36 ^b	< 0.0001 ^b

^a distribuição gaussiana; ^b distribuição não gaussiana; EP: erro padrão; CV: Coef. de variação; SW: *Shapiro-Wilk*.

b) Diagnóstico visual das amostras da *L. racemosa* nos bosques de mangue da APA. (n=540)

Estação Amostral	Clorose (%)	Manchas Escuras (%)	Galhas (%)	Herbivoria (%)	Perfurações (%)	Necrose (%)	Área Foliar (cm²)
Mínimo	0.00	0.00	0.00	7.00	8.00	0.00	10.78
Máximo	23.00	22.00	15.00	15.00	21.00	15.00	111.00
Mediana	14.50	13.50	0.00	14.50	13.50	3.50	38.94
Média ± EP	13.8 ± 2.1	11.30 ± 2.18	2.00 ± 1.5	13.10 ± 0.96	13.70 ± 1.1	6.20 ± 2.18	41.77 ± 0.73
Desvio Padrão	6.61	6.88	4.82	3.03	4.37	6.89	15.44
CV (%)	47.92	60.89	241.52	23.17	31.92	111.17	39.97
SW (p valor)	0.17 ^a	0.12 ^a	< 0.0001 ^b	0.0004 ^b	0.93 ^a	0.005 ^b	< 0.0001 ^b

^a distribuição gaussiana; ^b distribuição não gaussiana; EP: erro padrão; CV: Coef. de variação; SW: *Shapiro-Wilk*.

Fonte: Elaborada pelos autores, com base nas análises de campo e laboratoriais.

Metais-Traço e Biogeoquímica

Os níveis dos metais-traço nas folhas das plantas de mangue (*L. racemosa* e *A. schaueriana*) foram apresentados, de forma decrescente, na seguinte ordem: Zn > Cu > Cd > Pb (Tabela 3). Os níveis do Cu mostram-se abaixo do limite de detecção do método analítico nos pontos E1, E4, E5, E6 e E7. Os níveis dos metais-traço nas folhas das plantas de mangue não excederam os limites da WHO/FAO (2007), de Ross (1994) ou de Kabata-Pendias e Pendias (2001). Além disso, verificou-se, respectivamente, a presença de diferenças significativas entre as medianas dos metais-traço Zn ($p=0,04$), Cd ($p=0,02$) e Pb ($p=0,006$ e $p=0,01$) entre os pontos amostrais, segundo o teste de *Kruskal-Wallis*.

Tabela 3 - Sumário estatístico dos metais-traços (Cu, Zn, Cd, Pb) mensurados nas folhas das espécies *L. racemosa* e *A. schaueriana* dos bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba, Bahia.

a) Sumário estatístico das medidas de metais-traço (Cu, Zn, Cd, Pb) nas folhas da *L. racemosa*.

Metais-Traço	Limites de Toxicidade			Análise Descritiva						
	Tóxicos ^A	Normais ^A	Normais ^B	Mín.	Máx.	Mediana	Média ± Erro Padrão	Desvio Padrão	CV (%)	Shapiro-Wilk (Valor de p)
Cu (µg.g ⁻¹) (n=26)	20.0 -100	4.0 - 15.0	5.0 - 30.0	0.11	44.40	5.18	11.77 ± 3.11	13.65	115.88	0.01 ^D
Zn (µg.g ⁻¹) (n=66)	> 400.0	8.0 - 400	27.0 - 150	8.39	31.12	16.31	17.94 ± 1.07	6.25	34.85	0.04 ^D
Cd (µg.g ⁻¹) (n=66)	5.0 - 30.0	0.02 - 0.8	0.05 - 0.20	0.06	0.22	0.14	0.14 ± 0.01	0.04	29.00	0.01 ^D
Pb (µg.g ⁻¹) (n=56)	30.0 - 300	1.0 - 30.0	5.0 - 10.0	0.12	1.99	0.30	0.54 ± 0.08	0.47	87.84	0.008 ^D

^A Ross (1994); ^B Kabata-Pendias e Pendias (2001).

^c Distribuição gaussiana; ^d distribuição não gaussiana; CV: coeficiente de variação.

b) Sumário estatístico das medidas de metais-traço (Cu, Zn, Cd, Pb) nas folhas da *A. schaueriana*.

Metais-Traço	Limites de Toxicidade			Análise Descritiva						
	Tóxicos ^A	Normais ^A	Normais ^B	Mín.	Máx.	Mediana	Média ± Erro Padrão	Desvio Padrão	CV (%)	Shapiro-Wilk (Valor de p)
Cu (µg.g ⁻¹) (n=26)	20.0 -100.0	4.0 - 15.0	5.0 - 30.0	2.24	19.61	10.01	11.02 ± 1.69	6.08	55.00	0.007 ^D
Zn (µg.g ⁻¹) (n=66)	> 400.0	8.0 - 400.0	27.0 - 150.0	19.61	31.47	16.97	18.53 ± 0.99	5.44	29.00	0.02 ^D
Cd (µg.g ⁻¹) (n=66)	5.0 - 30.0	0.02 - 0.8	0.05 - 0.20	0.05	0.23	0.15	0.15 ± 0.01	0.04	28.00	0.056 ^C
Pb (µg.g ⁻¹) (n=56)	30.0 - 300.0	1.0 - 30.0	5.0 - 10.0	0.08	1.84	0.33	0.46 ± 0.01	0.41	88.00	0.008 ^D

^A Ross (1994); ^B Kabata-Pendias e Pendias (2001).

^c Distribuição gaussiana; ^d distribuição não gaussiana; CV: coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pelos autores, com base nas análises laboratoriais.

Em adição, os níveis dos metais-traços nos sedimentos dos bosques de mangue da APA foram apresentados, de forma decrescente, na seguinte ordem: Zn > Pb > Cu (Tabela 4). Obteve-se, localmente, níveis tóxicos do Zn, cujos efeitos adversos à biota são esperados, com base na NOAA (1999), nos sedimentos arenosos com conteúdo de silte superior a 20%, principalmente nas amostras do Canal de Taperoá (A07: 115 mg.g⁻¹ de Zn) e dos rios Una (A4B: 117 mg.g⁻¹), Cairu (CC12 e A35: 109 a 198 mg.g⁻¹), Grande (7: 177 mg.g⁻¹) e do Rio dos Patos (BCC08 e BCC05: 120 a 161 mg.g⁻¹). Além disso, obteve-se, para a mesma classificação granulométrica dos sedimentos referida, níveis dos nutrientes minerais (Zn: 508 mg.g⁻¹; Cu: 102 mg.g⁻¹) e do metal potencialmente tóxico

(Pb: 66,8 mg.g⁻¹) indicativos de poluição em uma amostra do Rio dos Patos (BCC17).

Identificou-se os níveis do Zn em que se esperam os efeitos adversos à biota, com base na NOAA (1999), nos sedimentos arenosos com níveis de silte < 20% (Tabela 4), coletados no Canal de Taperoá (15 CN e 16CN: 105 a 259 mg.g⁻¹), no Rio Grande (9: 229 mg.g⁻¹) e no Rio dos Patos (BCC12 e BCC11: 100 a 122 mg.g⁻¹). Contudo, ao se assumir o desvio padrão dos níveis dos metais-traço restringe-se os níveis tóxicos de Zn aos pontos 16CN (Canal de Taperoá), BCC17 (Rio Cairu) e 7 e 9 (Rio Grande) (Figura 2).

Tabela 4 - Níveis dos metais-traço nos sedimentos, segundo as granulometrias (%) areia (2,0-0,062 mm) e silte (0,062-0,00394 mm) dos bosques de mangue da APA Tinhare-Boipeba.

a) Níveis dos metais-traço nos sedimentos de composição 100% arenosa (n=6).

Estimadores Amostrais (III)	Cu (µg.g ⁻¹)	Zn (µg.g ⁻¹)	Pb (µg.g ⁻¹)
Mínimo	0,40	6,98	6,67
Máximo	3,90	56,80	20,50
Média ± Erro Padrão	1,89 ± 0,48	25,50 ± 9,31	12,25 ± 1,96
Mediana	1,63	14,75	11,50
Desvio Padrão	1,17	22,81	4,79
Coefficiente de Variação (%)	61,70	89,43	39,11
Shapiro-Wilk (valor de p)	0,50 ^A	0,03 ^B	0,70 ^A
US EPA (1991)			
Não Poluído	<25.00	<90.00	<40.00
Ligeiramente Poluído	25.00-50.00	90.00-200.00	40.00-60.00
Severamente Poluído	>50.00	>200.00	>60.00

^A Distribuição gaussiana; ^B distribuição não gaussiana.

b) Níveis dos metais-traço nos sedimentos arenosos, com < 20% de silte (n=24).

Estimadores Amostrais (III)	Cu (µg.g ⁻¹)	Zn (µg.g ⁻¹)	Pb (µg.g ⁻¹)
Mínimo	0,35	3,19	3,83
Máximo	24,50	259,00	32,70
Média ± Erro Padrão	4,10 ± 1,04	55,44 ± 13,65	14,87 ± 1,899
Mediana	2,34	26,10	12,60
Desvio Padrão	5,11	66,86	9,30
Coefficiente de Variação (%)	124,78	120,57	62,57
Shapiro-Wilk (valor de p)	0,0022 ^B	0,02 ^B	0,0014 ^B
US EPA (1991)			
Não Poluído	<25.00	<90.00	<40.00
Ligeiramente Poluído	25.00-50.00	90.00-200.00	40.00-60.00
Severamente Poluído	>50.00	>200.00	>60.00

^A Distribuição gaussiana; ^B distribuição não gaussiana.

c) Níveis dos metais-traço nos sedimentos arenosos, com > 20% de silte (n=10).

Estimadores Amostrais (III)	Cu (µg.g ⁻¹)	Zn (µg.g ⁻¹)	Pb (µg.g ⁻¹)
Mínimo	0,12	71,00	7,83
Máximo	102,00	508,00	66,80
Média ± Erro Padrão	18,57 ± 9,44	164,84 ± 40,31	34,47 ± 4,71
Mediana	10,87	118,50	35,00
Desvio Padrão	29,84	127,49	14,88
Coefficiente de Variação (%)	160,69	43,18	77,33
Shapiro-Wilk (valor de p)	p<0,0001 ^B	0,0004 ^B	0,25 ^A
US EPA (1991)			
Não Poluído	<25.00	<90.00	<40.00
Ligeiramente Poluído	25.00-50.00	90.00-200.00	40.00-60.00
Severamente Poluído	>50.00	>200.00	>60.00

^A Distribuição gaussiana; ^B distribuição não gaussiana.

Fonte: Organização dos autores (as), com base nos dados da pesquisa de Silva (2011).

Destacam-se, dentre as fontes de metais-traço para os sedimentos dos bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba, e do Baixo Sul da Bahia, com base nos estudos de Fischer *et al.* (2007), Oliveira *et al.* (2009), Silva *et al.* (2009), Alencar (2011), Silva (2011) e Pellegrini *et al.* (2020), a erosão e o intemperismo químico de espécies minerais das rochas da Bacia de Camamu, os usos da terra, o turismo, a atividade petrolífera, a agricultura e a mineração de minérios metálicos (barita, ferro, Mn, titânio), industriais (gipsita, grafita) e usados na construção civil e outras (argila, calcário, dolomita, caulim).

Gonçalves *et al.* (2020) e Vilar *et al.* (2021) indicam que a disposição final de resíduos sólidos e o esgotamento sanitário inadequados poluem os ecossistemas costeiros e marinhos e ameaçam a saúde humana na APA Tinharé-Boipeba. Desta forma, demanda-se por gestão de políticas públicas ambientais, de saneamento e saúde e por gestão ambiental e conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Baixo Sul da Bahia.

Salienta-se a relevância dos níveis de metais nos sedimentos do Rio Grande, com base na pesquisa de Silva (2011), para compreensão da distribuição dos metais nas folhas da *A. schaueriana* e *L. racemosa* de áreas de mangue em franja e de transição na APA (Figuras 1 e 2). Uma mesma conclusão pode ser inferida para os níveis dos metais-traço nos sedimentos da Ilha de Tinharé, com base na Biodinâmica/GMA (2003), cujos níveis do Zn, Cd e Pb distribuíram-se respectivamente de 4,0 a 19,0 $\mu\text{g.gL}^{-1}$, de $<0,0001$ a 0,004 $\mu\text{g.gL}^{-1}$ e de 6,0 a 8,0 $\mu\text{g.gL}^{-1}$. Estas distribuições dos metais-traço nos sedimentos corroboram com os baixos teores de metais nas folhas da *A. schaueriana* e *L. racemosa*.

Neste contexto, assinala-se que os níveis dos metais-traço nas folhas das espécies *A. schaueriana* e *L. racemosa* nos bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba, de Valença e da Baía de Camamu, no Baixo Sul da Bahia, não foram considerados tóxicos, de acordo com as classificações de Ross (1994) e de Kabata-Pendias e Pendias (2001), ou excederam o limite indicado pela *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME, 2001) ou preconizado pela Organização Mundial da Saúde/Organização das Nações Unidas para Alimentação e a Agricultura (WHO/FAO, 2007) (Tabela 5).

Em continuidade, obteve-se o Fator de Concentração (FC) $< 1,0$ (unidade) na APA Tinharé-Boipeba, onde se supõe que os níveis dos metais-traço seriam mais altos nos sedimentos do que nas plantas (Tabela 5). Ademais, comparou-se os valores do FC da APA e de estudos anteriores em áreas costeiras do Brasil e do mundo, que contemplaram a espécie *L. racemosa* (Combretaceae) e as espécies *A. schaueriana*, *Avicennia germinans* (L.) Stearn, *Avicennia marina* (Forssk.) Vierh e da *Avicennia officinalis* L. (Acanthaceae).

Tabela 5 - Comparação dos níveis dos metais-traço nas folhas de plantas de APA Tinha-ré-Boipeba (BA) (atual), Bahia, e de estudos anteriores de bosques de mangue do Brasil e do mundo.

Autor / Data	Localização	Níveis de metais nas Folhas ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)				Fator de Concentração			
		Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb
Presente Estudo ^A	APA Tinha-ré-Boipeba (BR)	11.02	18.53	0.15	0.46	0.24	0.19	0.50	0.02
Presente Estudo ^L	APA Tinha-ré-Boipeba (BR)	11.77	17.94	0.14	0.54	1.61	0.23	0.47	0.03
Oliveira (2000) ^A	Baía de Camamu-Ilhas (BR)	5.00	22.00	0.69	5.00	0.25	0.27	-	0.03
Oliveira (2000) ^L	Baía de Camamu-Ilhas (BR)	7.00	22.00	-	0.50	0.35	0.27	-	0.02
Oliveira (2000) ^A	Camamu-Estuário (BR)	3.00	15.00	-	1.00	0.18	0.33	-	0.04
Oliveira (2000) ^L	Camamu-Estuário (BR)	3.00	15.00	-	3.50	0.18	0.33	-	0.12
Araújo (2000) ^A	Rio Itanhém, Alcobaça (BR)	6.76	12.98	0.37	1.97	0.77	2.39	-	1.97
Cuzzuol e Campos (2001) ^A	Rio Mucuri, Bahia (BR)	4.30	22.70	-	-	2.87	2.57	-	-
Cuzzuol e Campos (2001) ^L	Rio Mucuri, Bahia (BR)	2.00	13.00	-	-	2.08	2.40	-	-
Machado <i>et al.</i> (2002) ^L	Baía de Sepetiba – RJ (BR)	8.18	24.08	-	3.38	0.19	0.10	-	0.05
Machado <i>et al.</i> (2005) ^A	Sudeste do Brasil (BR)	-	37.00	-	-	-	0.04	-	-
Machado <i>et al.</i> (2005) ^L	Sudeste do Brasil (BR)	-	44.00	-	-	-	0.04	-	-
Brito (2006) ^A	Valença, Bahia (BR)	6.93	20.57	-	-	-	-	-	-
Ramos e Geraldo (2007) ^A	Cubatão, São Paulo (BR)	3.40	27.10	0.52	LD	-	-	-	-
Ramos e Geraldo (2007) ^L	Cubatão, São Paulo (BR)	-	-	-	-	-	-	-	-
Garcia <i>et al.</i> (2008) ^A	S.F.C; M. de Deus (BR)	11.40	23.77	0.07	0.34	0.47	0.47	0.33	0.02
Leão <i>et al.</i> (2008) ^L	Baía de Aratu, BTS (BR)	11.85	29.53	0.10	0.61	0.80	0.78	0.01	0.01
Bernini <i>et al.</i> (2006) ^B	Rio São Mateus – ES (BR)	1.90	10.46	0.01	0.03	0.96	1.52	-	-
Bernini <i>et al.</i> (2006) ^L	Rio São Mateus – ES (BR)	6.55	12.64	-	-	2.66	2.04	-	-
Andrade <i>et al.</i> (2012) ^L	Passa Vaca, Salvador (BR)	17.09	22.40	-	-	0.37	0.91	-	-
Garcia <i>et al.</i> (2014) ^B	Extremo Sul da Bahia (BR)	1.68	11.22	-	-	0.23	0.91	-	-
Madi <i>et al.</i> (2015) ^A	Antonina e Guaratuba (BR)	2.05	14.80	-	-	0.62	2.22	-	-
Madi <i>et al.</i> (2015) ^L	Antonina e Guaratuba (BR)	1.55	15.35	-	-	1.10	2.06	-	-
Ghosh <i>et al.</i> (2021) ^D	Hooghly, Índia	29.9	22.60	0.15	2.20	0.42	0.27	1.36	0.11
Rezaei <i>et al.</i> (2021) ^C	Costa N do Golfo Pérsico, Irã	1.40	0.60	-	-	1.61	0.49	-	-
Alsamadany <i>et al.</i> (2020) ^C	Golfo da Arábia Saudita	2.83	27.96	1.28	14.45	0.07	0.57	0.40	0.54
Almahasheer (2019) ^C	Baía de Tarut, Arábia Saudita	370.0	196.0	839.0	1075	0.08	0.25	0.64	0.26
Salimi <i>et al.</i> (2019) ^C	Golfo Pérsico, Irã	-	11.97	0.11	-	-	0.25	0.11	-
Arumugam <i>et al.</i> (2018) ^C	Bay of Bengal, Índia	4.39	9.80	0.35	13.22	0.35	0.68	1.11	1.06
Alzahrani <i>et al.</i> (2018) ^C	Arábia Saudita	13.24	-	0.18	3.79	0.58	-	0.24	0.99
Kaewtubtim <i>et al.</i> (2018) ^C	Pattani Bay, Tailândia	14.46	20.10	0.50	26.50	1.53	0.56	1.21	0.11
Dos Santos <i>et al.</i> (2018) ^L	Porto Seguro-BA (BR)	0.71	10.23	7.37	34.38	0.05	0.22	4.72	1.58
Abou Seedo <i>et al.</i> (2017) ^C	Tubli Bay, Bahrain	18.45	49.00	-	-	0.33	0.65	-	-
Negi <i>et al.</i> (2017) ^C	Caster Road Greek, Índia	61.30	48.40	-	8.75	0.79	0.78	-	0.41
Dar <i>et al.</i> (2017) ^C	Mar Vermelho, Egito	12.60	79.74	0.83	21.63	0.93	2.23	1.11	1.95
Kannan <i>et al.</i> (2016) ^C	Costa Leste da Índia	0.90	5.70	5.05	7.78	0.26	2.66	0.93	0.30
Maldonado <i>et al.</i> (2016) ^L	La Esperanza, Porto Rico	1.33	3.15	0.40	0.43	0.13	0.18	3.61	0.18
Birch <i>et al.</i> (2015) ^C	Sidney, Austrália	20.00	19.00	0.02	4.60	0.18	0.04	0.01	0.01
Mendhulkar <i>et al.</i> (2015) ^D	Mumbai, Índia	0.034	0.196	0.01	0.03	0.00	0.04	0.56	0.03
Mahdavi <i>et al.</i> (2012) ^C	Golfo Pérsico, Irã	-	-	1.14	11.83	-	-	1.10	0.25
Kathiresan (2014) ^C	Costa sudeste da Índia	40.0	17.50	0.03	4.50	0.84	0.33	-	0.21
He <i>et al.</i> (2014) ^C	Futian Mangrove, China	6.57	50.55	0.02	0.87	0.07	0.17	0.01	0.01
Da Souza <i>et al.</i> (2014) ^L	Baía de Vitória – ES, Brasil	1.06	11.70	0.01	0.20	0.17	-	-	0.01
Abohassan (2013) ^C	Red Sea, Arábia Saudita	4.17	4.23	0.01	0.57	1.01	1.53	0.50	1.07
Usman <i>et al.</i> (2013) ^C	Ilha Farasan, Arábia Saudita	356.0	29.5	1.04	-	3.18	0.52	0.75	-
Einollahipeer <i>et al.</i> (2013) ^C	Golfo Pérsico, Irã	37.73	33.83	-	0.84	0.89	0.77	-	0.02
Chakraborty <i>et al.</i> (2013) ^D	Costa Hooly, Índia	22.77	9.17	-	2.40	-	-	-	-
Pakzadtochaeei (2013) ^C	Baía de Kharchana, Irã	7.74	22.78	0.37	-	0.38	0.29	1.68	-
Mejias <i>et al.</i> (2013) ^L	Las Cucharillas, Porto Rico	38.34	184.0	-	45.0	0.43	0.68	2.33	0.58
Lotfinasabasl e Gunale (2012) ^C	Alibaug, Maharashtra, Índia	43.19	-	24.3	-	0.57	-	3.83	-
Parvaresh <i>et al.</i> (2011) ^C	Sirik Azini Creek, Irã	10.63	18.91	0.93	8.06	0.40	0.21	0.04	0.16
Agoramoorthy <i>et al.</i> (2008) ^D	Tamil, Nadu, Índia	14.78	107.40	-	23.1	0.62	2.15	-	1.16
Marchand <i>et al.</i> (2006) ^L	Guiana Francesa, França	12.26	13.86	-	-	0.58	0.09	-	-
Defew <i>et al.</i> (2005) ^L	Baía de Punta Mala, Panamá	3.70	35.80	-	6.20	0.07	0.34	-	0.08
Zahir <i>et al.</i> (2004) ^C	Karachi, Paquistão	3-14	10-19	-	16.50	0.27	0.29	-	0.36
Alongi <i>et al.</i> (2003) ^C	Oeste da Austrália	7.30	14.30	-	-	0.47	0.42	-	-
Chen <i>et al.</i> (2003) ^C	Ting Kok, Hong Kong	16.00	15.00	-	8.00	1.26	0.28	-	0.24
MacFarlane <i>et al.</i> (2003) ^C	Port Hacking, Austrália	9.00	25.00	-	5.00	0.15	0.10	-	0.05
Sarangi <i>et al.</i> (2002) ^D	Bhitarkanika, Orissa, Índia	2.97	1.23	-	-	0.46	0.82	-	-
Sadiq & Zaidi (1994) ^C	Golfo Arábico	4.42	11.38	1.89	6.89	2.41	1.56	1.78	0.58
Wen-Jiao e Peng (1996) ^C	Yingluo Bay, China	5.00	23.00	-	1.80	0.13	0.20	-	0.06
Soto (1992) ^L	Pacífico, Costa Rica	13.60	22.00	-	-	-	1.56	1.16	-
Souza <i>et al.</i> (1996) ^L	Ilha do Pati – Bahia (BR)	5.36	16.50	-	-	2.53	4.17	-	-
Panitz (1997) ^L	Santa Catarina (BR)	2.10	145.0	0.40	2.90	0.08	2.26	4.44	0.09

Autor / Data	Límites	($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)			
		Cu	Zn	Cd	Pb
Ross (1994)	Níveis Tóxicos ou Excessivos	20-100	>400	5-30	30 - 300
Kabata-Pendias e Pendias (2001)	Níveis Normais ou Suficientes	5.0-30	27-150	0.05 - 0.2	5.0 - 10
Kabata-Pendias e Pendias (2001)	Níveis Tóxicos ou Excessivos	20-100	100-400	5.0 a 30	30 - 300
WHO/FAO (2007)	Limite Máximo Recomendável	40.00	60.00	0.20	5.00
CEQG (1999)	Limite Máximo Recomendável	18.27	124.0	0.70	30.20

^A *A. shaueriana*; ^B *A. germinans*; ^C *A. marina*; ^D *A. officinalis*; ^L *L. racemosa*; **CEQG**: Canadian Environmental Quality Guidelines; **FAO**: Food and Agriculture Organization of the United Nations; **WHO**: World Health Organization.

Fonte: Organização dos autores (as).

Observou-se valores do $FC < 1,0$ nos bosques mangue brasileiros, além da APA Tinharé-Boipeba e Baía de Camamu (BA), da Baía de Aratu (BA), do Sudeste do Brasil e do Rio Cubatão (SP), da Baía de Sepetiba (RJ) e da Baía de Vitória (ES) (Tabela 5). Verificou-se, também, condições biogeoquímicas similares aos bosques mangue do Golfo da Arábia Saudita, Sirik Azini Creek, Irã, Mumbai, Orissa, Índia, do Paquistão, Austrália, da Guiana Francesa, do Panamá e do Sul da China (Baía de Yingluo e Shenzhen).

Lacerda (1997) compreende que os valores do $FC < 1,0$ sugere que as plantas de mangue estariam evitando a absorção de metais-traço; bem como podem ser relacionados às vias metabólicas de atenuação do estresse da salinidade. Em adição, a respiração das raízes oxida a rizosfera e transforma o sulfeto em sulfato, junto a deposição de óxidos e hidróxidos de Mn e Fe nos sedimentos (PI *et al.*, 2011). Este processo reduz a solubilidade e a toxicidade dos metais Fe e Mn, forma as placas de ferro da superfície das raízes e propicia a imobilização e a precipitação de metais-traços. Podem impedir, a depender das condições de oxirredução do meio, a translocação de parte da carga de um metal-traço da rizosfera aos tecidos e órgãos da planta, retendo os metais e outros poluentes. Contudo, os valores do $FC > 1,0$ indicam condições desfavoráveis para o sequestro de metais-traço.

Verificou-se que os níveis médios dos metais-traços nos sedimentos da APA Tinharé-Boipeba e da Baía de Camamu (Estuário) não excederam o limite da Resolução do CONAMA nº 454/12 (BRASIL, 2012), ou caracterizam uma área poluída, ao que pese as diretrizes de avaliação dos sedimentos da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA, 1991), ou foram inferiores ou próximos a média do folhelho padrão, segundo Turekian e Wedepohl (1961) (Tabela 6). Contudo, na Região das Ilhas, na Baía de Camamu, sob maior influência da mineração da barita, os níveis do Pb nos sedimentos caracterizam uma área poluída por metais e que se pode esperar efeitos tóxicos à biota.

Os níveis médios dos metais-traço (Cu, Zn, Cd, Pb) nos sedimentos da APA Tinharé-Boipeba e na Baía de Camamu (Zona do Estuário), no Baixo Sul da Bahia, foram inferiores ao nível de efeito adverso à biota (TEL) ou ao nível de provável efeito adverso à biota (PEL) do CCME (2001) ou da NOAA (1999) (Tabela 6). Mostraram-se, no geral, distintos do que se observa nos bosques de mangue poluídos do Brasil e do mundo. Contudo, ressalta-se que o nível médio do Pb dos sedimentos da região das Ilhas, na Baía de Camamu, ou dos sedimentos do ponto BCC17 (Rio dos Patos) na APA Tinharé-Boipeba inserem-se no intervalo de valores em que os prováveis efeitos adversos à biota são esperados (PEL), cabendo a identificação de fontes e a prevenção da poluição por Zn.

Tabela 6 - Comparação entre os níveis e origem dos metais-traço (Cu, Zn, Cd, Pb) dos sedimentos de bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba (BR) e estudos de áreas costeiras no mundo.

Autor/Data	Localização	Sedimentos ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)				Aspectos Impactos e Ecológicos-Geoambientais
		Cu	Zn	Cd	Pb	
Silva (2011) (Referência)	Tinharé-Boipeba (BR)	7.29	78.17	-	18.90	Rural-urbano, petrolífera, turismo.
Araújo (2000)	Alcobaça, BA (BR)	8.73	5.43	-	29.10	Urbano, turismo (Efluentes)
Oliveira (2000)	Camamu, BA (BR)	20.20	81.00	<1.00	156.0	Mineração de barita ($\uparrow\text{Pb}$ - Ilhas).
Oliveira (2000)	Camamu, BA (BR)	16.50	45.80	<1.00	28.00	Turismo (Não poluída - Estuário).
Moreira <i>et al.</i> (2014) ^A	Extremo Sul da BA (BR)	7.37	32.33	0.64	7.01	Litogênica, saneamento, petrolífera.
Cuzzuol e Campos (2001)	Rio Mucuri – BA (BR)	4.16	31.20	-	-	Rural-Urbano (não Poluído).
Garcia <i>et al.</i> (2008)	BTS - BA (BR)	23.90	46.00	0.49	16.50	Urbano, Petroquímica (*Pb).
Leão <i>et al.</i> (2008)	Baía de Aratu-BA (BR)	14.73	37.61	416.5	112.7	Urbano-Industrial ($\uparrow\text{Cd}$, Pb).
Queiroz <i>et al.</i> (1992)	Santo Amaro - BA (BR)	56.80	84.90	9.40	95.00	Industrial, mineração ($\uparrow\text{Cu}$, Cd, Pb).
Bomfim (2014)	Santo Amaro - BA (BR)	20.81	35.24	1.98	22.38	Passivo ambiental (mineração de Pb)
Souza Filho (2021)	Porto Seguro - BA (BR)	13.88	21.70	1.56	47.50	Urbano-Ind. ($\uparrow\text{Pb}$ e microplástico).
Machado <i>et al.</i> (2002)	SE do Brasil, Brasil	43.25	238.3	-	65.68	Urbano-Industrial ($\uparrow\text{Cu}$, Zn, Pb).
Da Silva <i>et al.</i> (1996)	Florianópolis (BR)	25.50	64.00	0.09	31.15	Urbano-Industrial ($\uparrow\text{Cu}$).
Luiz-Silva <i>et al.</i> (2006); Luiz-Silva <i>et al.</i> (2008)	Estuário de Santos e Cubatão, SP (BR)	25.40	93.00	0.20	25.75	Urb. Ind. (siderurgia, fertilizantes) ($\uparrow\text{Cu}$, Zn).
Gonçalves <i>et al.</i> (2012)	Santos-Cubatão-SP(BR)	66.50	380.0	-	76.00	Urbano-Industrial ($\uparrow\text{Cu}$, Zn, Pb).
Kim <i>et al.</i> (2017)	Baixada Santista-SP-BR	10.20	56.72	-	12.11	Urbano-Industrial.
Machado <i>et al.</i> (2005)	B. de Sepetiba, RJ (BR)	-	1060	-	-	Urbano-Industrial ($\uparrow\text{Zn}$).
Bernini <i>et al.</i> (2006)	Rio São Mateus-ES-BR	2.46	6.21	-	-	Urbana (falhas no saneamento).
Da Souza <i>et al.</i> (2014)	Rio São Mateus-ES-BR	4.34	-	-	10.56	Portuária, siderúrgicas e mineração).
Madi <i>et al.</i> (2015)	Paraná (BR)	1.40	7.45	-	-	Guaratuba e Antonina (não poluído).
Abou Seedo <i>et al.</i> (2017)	Tubli Bay, Bahrain	56.30	75.33	-	21.27	Urbano-industrial (Efluentes) ($\uparrow\text{Pb}$).
Parvareh <i>et al.</i> (2011)	Sirik Azini Creek, Irã	26.43	92.20	24.48	53.04	Geogênica, pecuária, esgotos ($\uparrow\text{Cd}$, Pb).
Pakzadtoochaei (2013)	Baía de Kharchana, Irã	8.61	37.83	0.22	-	Urbana, aquicultura, agricultura.
Einollahipeer <i>et al.</i> (2013)	Qeshm Island, Irã	42.13	43.61	-	47.90	Urb.-indust. petroquímica ($\uparrow\text{Cu}$, Pb).
Mahdavi <i>et al.</i> (2012)	Qeshm Island, Irã	31.56	48.79	1.84	27.92	Urbano-Industrial ($\uparrow\text{Cu}$, Pb).
Salimi <i>et al.</i> (2019)	Qeshm Island, Irã	-	48.80	1.04	-	Óleo, Petroq., agricult. e aquicultura.
Rezaei <i>et al.</i> (2021)	Golfo Pérsico, Irã	0.87	1.22	-	-	Petroquímica (Não Poluída).
Sadiq e Zaidi (1994)	Golfo Árábico (Saudita)	1.83	7.28	1.06	11.78	Resíduos sólidos e óleo ($\uparrow\text{Pb}$).
Abohassan (2013)	Arábia Saudita	13.97	13.52	0.20	3.84	Industrial ($\downarrow\text{Cu}$, Zn, Cd, Pb).
Usman <i>et al.</i> (2013)	Arábia Saudita	112.0	57.20	1.23	45.20	Industrial, e pesca ($\uparrow\text{Cu}$, Pb).
Alzahrani <i>et al.</i> (2018)	Arábia Saudita	22.87	-	0.75	3.82	Urbano, Petroquímica ($\downarrow\text{Pb}$).
Almahasheer (2019)	Arábia Saudita	3782	891.0	4150	4113	Industrial ($\uparrow\text{Cu}$, Zn, Cd, Pb).
Alsamadany <i>et al.</i> (2020)	Golfo da Arábia Saudita	43.06	48.48	3.21	26.61	Industrial (óleo) ($\uparrow\text{Cd}$, Pb).
Dar <i>et al.</i> (2017)	Mar Vermelho, Egito	18.71	48.70	1.27	10.51	Urbano-Industrial ($\uparrow\text{Pb}$).
Zahir <i>et al.</i> (2004)	Karachi, Paquistão	12-56	35-67	-	32-59	Urbano-Industrial ($\uparrow\text{Cu}$, Pb).
Sarangi <i>et al.</i> (2002)	Orissa, Índia	6.33	1.50	-	-	Urbana ($\downarrow\text{Cu}$, Zn).
Lotfinasabasl e Gunale (2012)	Maharashtra, Índia	75.61	-	6.36	-	Urbana; basaltos ($\uparrow\text{Cu}$, Cd).
Chakraborty <i>et al.</i> (2013)	Costa Hooley, Índia	37.39	59.3	-	32.40	Urb. (Efluentes), aquicultura ($\uparrow\text{Pb}$).
Kathiresan (2014)	Costa SE - Índia	196.0	65.00	0.10	8.0	Industrial ($\uparrow\text{Cu}$, Pb).
Kannan <i>et al.</i> (2016)	Costa Leste da Índia	3.50	2.14	5.44	25.85	Urbano-industrial ($\downarrow\text{Pb}$).
Chowdhury <i>et al.</i> (2017)	Baía de Bengala, Índia	47.64	62.85	0.32	25.44	Combustão de carvão, turismo ($\uparrow\text{Cu}$).
Ghosh <i>et al.</i> (2021)	Hooghly, Índia.	71.90	83.70	0.11	19.60	Urbano-Industrial ($\uparrow\text{Cu}$).
Kaewtubtim <i>et al.</i> (2018)	Pattani Bay, Tailândia	9.43	34.33	4.36	250.6	Urb.-ind., pesca, agricult. ($\uparrow\text{Cd}$, Pb).
Kruitwagen <i>et al.</i> (2008)	Mtoni, Tanzânia	4050	2450	28.10	385.0	Indust. Têxtil ($\uparrow\text{Cu}$, Zn, Cd, Pb).
Negi <i>et al.</i> (2017)	Naigaon e Mumbai	77.30	62.00	-	21.10	Indust. (efluentes), agricult. (*Pb).
Alongi <i>et al.</i> (2003)	Oeste da Austrália	15.60	34.00	-	-	Urbana (Não poluída).
MacFarlane <i>et al.</i> (2003)	Port Hacking, ustrália	61.00	243.0	-	100.0	Urbano-industrial ($\uparrow\text{Cu}$, Pb).
Birch <i>et al.</i> (2015)	Sidney, Austrália	19.00	85.00	0.37	81.00	Industrial ($\uparrow\text{Pb}$, Cu, Zn). Remediada.
Birch <i>et al.</i> (2015)	Sidney, Austrália	114.0	485.0	2.20	390.0	Ind. ($\uparrow\text{Pb}$, Cu, Zn). Não remediada.
Wen-Jiao e Peng (1996)	Yingluo Bay, China	38.13	114.0	0.136	28.70	Urbano-Industrial ($\uparrow\text{Cu}$, Pb).
Chen <i>et al.</i> (2003)	Ting Kok, Hong Kong	13.00	55.00	-	33.00	Urbano ($\uparrow\text{Pb}$).
He <i>et al.</i> (2014)	Futian Mangrove, China	90.90	305.3	1.95	74.50	Industrial ($\uparrow\text{Cu}$, Zn, Pb).
Defew <i>et al.</i> (2005)	Baía de Punta Mala, PA	56.30	105.0	<10.0	78.20	Urb.-Indust. ($\uparrow\text{Cu}$, Zn, Pb).
Marchand <i>et al.</i> (2006)	Guiana Francesa, França	21.29	157.4	-	27.97	Urbano-Industrial/Geogênica ($\uparrow\text{Zn}$).
Mejias <i>et al.</i> (2013)	Las Cucharillas, PR	89.17	270.6	-	77.60	Industrial ($\uparrow\text{Cu}$, Zn, Pb).
Maldonado <i>et al.</i> (2016)	La Esperanza, Porto Rico	10.56	17.58	0.11	2.37	Urbano-Industrial (não poluído).
Espinosa <i>et al.</i> (2011)	Ciénaga Grand, Colômbia	16.26	42.70	1.87	59.48	Urbano-Indust.(mineração) ($\uparrow\text{Pb}$)
A	Crosta Terrestre	55.00	70.00	0.10	15.00	A: Reimann e Caritat (1998)
B	Folhelho Padrão	45.00	95.00	0.30	20.00	B: Turekian e Wedepohl (1961)
C	Média de solos (mundo)	70.00	38.90	0.41	27.00	C: Kabata-Pendias e Pendias (2001)
CONAMA n. 454/12	Limite Preconizado	34.00	150.0	1.20	46.70	Conselho Nacional do Meio Ambiente
	TEL ^A	18.70	124.0	0.68	30.20	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i> (revisado por Long <i>et al.</i> , 1995)
NOOA (1999)	ERL ^B	34.00	150.0	1.20	46.70	
	PEL ^C	108.0	271.0	4.21	218.0	
CCME (2001)	PEL ^C	197.0	315.0	3.50	91.30	<i>Canadian Council of Ministers of the Environment</i>
	Não Poluído	<25.0	<90.0	-	<40.0	
US EPA (1991)	Ligeiramente Poluído	25-50	90-200	-	40-60	<i>U.S. Environmental Protection Agency</i>
	Severamente Poluído	>50.0	>200	>6.00	>60.0	

^A TEL: Abaixo do Nível de Efeito; ^B EER: Nível de Baixo Efeito; ^C PEL: Nível de Efeito Provável.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2022.

Abordagem Multivariada, Geobotânica e Biogeoquímica

A abordagem multivariada baseou-se na análise fatorial e no método de extração por Análise da Componente Principal (ACP) (Tabela 7). Excluiu-se os fatores situados abaixo do ponto definido pelo autovalor <1 , quando se notou uma redução significativa na inclinação da reta, reunindo-se as variáveis geobotânicas e biogeoquímicas em três fatores na *A. schaueriana* e outros quatro fatores associados aos bosques da *L. racemosa*.

Tabela 7 - Matriz das cargas fatores extraída pela Análise da Componente Principal (ACP) e rotação Varimax para as variáveis ecológico-geobotânicas e biogeoquímicas.

a) Matriz das cargas fatores extraída pela Análise da Componente Principal (ACP) para as variáveis ecológico-geobotânicas e biogeoquímicas nos bosques de mangue da *Avicennia schaueriana*.

Variáveis Geobotânicas e Ecológicas-Biogeoquímicas	Análise de Componentes Principais			h ²
	Fator 1	Fator 2	Fator 3	
Cu ²⁺ (nutriente mineral)	0.22	-0.13	0.90^A	0.87
Zn ²⁺ (nutriente mineral)	0.02	-0.92^A	0.29	0.94
Cd ²⁺ (metal potencialmente tóxico)	-0.01	-0.74^A	-0.47	0.77
Pb ²⁺ (metal potencialmente tóxico)	-0.08	-0.38	0.81^A	0.81
Área do Limbo Foliar	0.40	0.59^A	0.40	0.66
Despigmentação (clorose)	0.95^A	0.13	-0.20	0.96
Galhas (hiperplasia ou hipertrofia de células, de tecidos ou órgão)	0.77^A	0.50	-0.02	0.85
Herbivoria (recorte, pastejo)	0.26	0.77^A	-0.21	0.70
Perfurações	0.76^A	0.46	0.20	0.83
Necrose	0.92^A	0.18	0.26	0.95
Auto Valor	5.05	2.44	1.83	KMO
Variância Total (%)	45.89	22.18	16.67	=0,54
Variância Acumulada (%)	45.89	68.08	84.74	Bartlett
				<0,05

^A Valores em negrito indicam as cargas fatoriais principais mais significativas.

b) Matriz das cargas fatores extraída pela Análise da Componente Principal (ACP) para as variáveis ecológico-geobotânicas e biogeoquímicas nos bosques de mangue da *Laguncularia racemosa*.

Variáveis Geobotânicas e Ecológicas-Biogeoquímicas	Análise de Componentes Principais				h ²
	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	
Cu ²⁺ (nutriente mineral)	0.31	-0.28	-0.18	0.78^A	0.82
Zn ²⁺ (nutriente mineral)	0.61^A	-0.07	-0.03	-0.39	0.53
Cd ²⁺ (metal potencialmente tóxico)	0.46	-0.15	-0.72^A	-0.25	0.81
Pb ²⁺ (metal potencialmente tóxico)	-0.03	-0.02	0.24	0.80^A	0.70
Área do Limbo Foliar	-0.29	0.02	-0.88^A	-0.01	0.86
Clorose (despigmentação)	0.33	-0.87^A	0.05	0.13	0.88
Galhas (hiperplasia ou hipertrofia de células, de tecidos ou órgão)	0.07	0.89^A	0.20	-0.17	0.87
Herbivoria (recorte, pastejo)	0.84^A	0.08	0.08	0.20	0.76
Perfurações	0.57^A	0.49	0.22	0.56^A	0.92
Necrose	0.26	0.68^A	-0.46	0.46	0.95
Auto Valor	3.13	2.41	1.80	1.46	KMO =0,52
Variância Total (%)	28.48	21.94	16.17	13.30	Bartlett <0,05
Variância Acumulada (%)	28.48	50.42	66.59	79.89	

^A Valores em negrito indicam as cargas fatoriais principais mais significativas.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2022.

Observou-se que os fatores relacionados às espécies *A. schaueriana* e *L. racemosa* descreveram respectivamente $\pm 85\%$ e $\pm 80\%$ da variância total (Tabela 7). Obteve-se valores da medida *Kaiser-Meyer-Olkin* (KMO) de adequação que variaram de 0,54 (*A. schaueriana*) a 0,52 (*L. racemosa*), e valores do teste de esfericidade de *Bartlett* $< 0,05$, que alicerçaram a inferência que os dados pertencem a um modelo de análise fatorial. Os

valores da comunalidade (h^2) sugeriram que as variáveis geobotânicas e biogeoquímicas seriam significativas nas estruturas propostas e poderiam ser adotadas na análise fatorial.

Com isso, a abordagem multivariada contemplou 11 variáveis, cujos fatores F1, F2 e F3 explicaram 47%, 22,2% e 16,7%, nesta ordem, da variância acumulada na *A. schaueriana* (Tabela 7a). A herbivoria e as perfurações definiram F1 e a herbivoria, a área foliar e os metais Cd e Zn definiram F2. Verificou-se que o fator F3 destacou a relação direta e significativa entre o Cu (nutriente) e Pb (metal-traço potencialmente tóxico).

Em relação a *L. racemosa*, observou-se que os fatores F1, F2, F3 e F4 explicaram respectivamente 28%, 50%, 66,7% e 80% da variância acumulada (Tabela 7b). A herbivoria e as perfurações definiram F1, a clorose, as galhas e a necrose definiram F2, a área foliar e o metal Cd explicaram F3 e as perfurações e os metais Cu e Pb definiram F4.

Verificou-se uma relação inversa e significativa entre a herbivoria e Zn na *A. schaueriana*, associada ao Fator F2, e direta e significativa na *L. racemosa*, relacionada a F2 (Tabela 7). Neste sentido, atribuiu-se às diferenças interespecíficas entre a herbivoria e os níveis do Zn as especificidades da demanda metabólica e da eliminação do Zn, junto aos sais, pelas glândulas excretoras das folhas das espécies *A. schaueriana* e *L. racemosa*.

O estresse das plantas de mangue associado a deficiência nutricional pode decorrer da deficiência do Zn e de outros nutrientes (N, P), cuja deficiência e as variações na salinidade influenciam a capacidade do metabolismo de produzir substâncias químicas contra herbívoros, como o tanino, um composto fenólico. A herbivoria é uma interação ecológica que pode alterar a estrutura de comunidades de plantas, causar a morte ou mudanças nos atributos das folhas e na relação planta e ambiente (RUTHES *et al.*, 2021).

A presença de galhas e necroses nas de folhas foram explicitadas pelos fatores F1 na espécie *A. schaueriana* e F2 na *L. racemosa*, e, por isso, não foram explicadas pelas interações entre as variáveis estudadas (Tabela 7). Enquanto que as interações entre as perfurações e metais Cu e Zn foram explicitadas pelos fatores F1 e F4 na *L. racemosa*.

A deficiência nutricional do zinco pode tornar os tecidos e órgãos aéreos da planta, a julgar pelas folhas, susceptíveis à ação de herbívoros e influenciar a frutificação e o crescimento vegetal. Epstein e Bloom (2006) ressaltam que Zn e Cu constituem enzimas relevantes à biossíntese de substâncias, à frutificação, crescimento e ao desenvolvimento vegetal. Além disso, o Zn é um cofator de enzimas da respiração celular, da fotossíntese e da biossíntese de hormônios do crescimento vegetal (BROADLEY *et al.*, 2007).

A abordagem multivariada discriminou, no geral, os metais-traço de menor mobilidade geoquímica (Cu, Pb) e os metais de maior mobilidade geoquímica (Zn, Cd) (Tabela 7). Esclarece-se, de acordo com Ribeiro (2006), que o Cu tem baixa mobilidade geoquímica nos solos e nos sedimentos e comporta-se diversamente dos solos ácidos com baixo teor em matéria orgânica, mas possui uma mobilidade moderada em meio oxidante, alta em meio ácido e baixa em meio neutro a alcalino e redutor. Reimann e Caritat (1998) apontam que a presença de sulfetos de solos e sedimentos, as variações do pH e a adsorção influenciam a translocação do Cu da rizosfera às partes aéreas da planta, como as folhas.

Obteve-se a relação entre os metais-traço e as frações silte e argila de sedimentos de bosques de mangue da APA. Neste âmbito, o Cd é um metal que tem baixa mobilidade geoquímica em meio oxidante, ácido ou de neutro a alcalino, e muito baixa mobilidade em meio redutor, como o manguezal (RIBEIRO, 2006). Ressalta-se que a formação de quelatos junto aos ácidos húmicos e à adsorção do Cd pelas argilas representam barreiras geoquímicas (REIMANN; CARITAT, 1998). Enquanto que o Pb é o metal-traço menos móvel nos sedimentos, cuja geobiodisponibilidade varia conforme o teor de silte e argila (MALAVOLTA, 2006). Destacam-se, dentre as barreiras geoquímicas ao Pb, a presença de sulfatos, de sulfetos e de carbonatos nos solos ou nos sedimentos, a adsorção de óxidos de Fe-Mn pela matéria orgânica insolúvel e os valores do pH (OTERO; MACÍAS, 2010).

Destaca-se, frente ao exposto, que os níveis dos metais-traço nos sedimentos e nas folhas dos bosques de mangue do Baixo Sul da Bahia ou de outras áreas costeiras no mundo variaram em função da litologia, do clima, dos usos da terra, das atividades urbano-industriais, e atividades rurais, que ameaçam a biodiversidade costeira e marinha, a estabilidade climática, os usos da natureza e a reprodução material e simbólica da vida.

CONCLUSÕES

Os níveis de metais-traço nas folhas da *Laguncularia racemosa* e da *Avicennia schaueriana* dos bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba, no Baixo Sul da Bahia, foram considerados normais e não tóxicos. Além disso, os níveis de metais-traço nas plantas de mangue da APA foram similares aos níveis de metais-traço (Cu, Cd, Pb e Zn) obtidos em pesquisas anteriores que adotaram as espécies dos gêneros *Laguncularia* e *Avicennia* e que foram realizadas em áreas costeiras não poluídas ou pouco influenciadas pela poluição. Ademais, os níveis dos metais-traço (Cu, Pb e Zn) nos sedimentos da APA não caracterizam, no geral, uma área poluída. Contudo, demanda-se por monitoramento dos metais-traços (Zn, Pb) nas águas, nos sedimentos e na biota dos bosques de mangue.

Os resultados dos níveis dos metais-traço nos sedimentos e folhas de plantas dos bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba e da Baía de Camamu, no Baixo Sul da Bahia, Brasil, e de outras áreas costeiras no mundo indicaram que as espécies de mangue *A. schaueriana*, *A. germinans*, *A. marina*, *A. officinalis* e a *L. racemosa* podem ser utilizadas no monitoramento e na análise ambiental, na bioindicação, na fitorremediação e na recuperação de áreas costeiras degradadas, na geoconservação e na etnoconservação.

A análise multivariada indicou que as variações na área e na integridade do limbo foliar podem refletir uma resposta a um estressor distinto aos investigados e discriminou os metais-traço conforme a mobilidade geoquímica. Ademais, a rizosfera e os sedimentos do manguezal podem representar uma barreira biogeoquímica à translocação de metais-traço nos sedimentos para os tecidos da planta. Este serviço ecossistêmico é relevante para a gestão territorial e a conservação da APA. Recomenda-se a realização de pesquisas que adotem ferramentas da biogeoquímica para a avaliação de impactos e à conservação.

Concluiu-se que a conservação dos bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba assegura o sequestro e o armazenamento da matéria orgânica, sulfetos, carbono azul e de metais-traço, abrigo à fauna juvenil, previne a erosão marinha e regula a biogeoquímica costeira e marinha. Contudo, a oferta de serviços ecossistêmicos depende da conservação da etnobioidiversidade dos bosques de mangue na APA Tinharé-Boipeba, no Baixo Sul da Bahia, podendo-se, ressaltar, igualmente, a relevância do manguezal para o Planeta.

AGRADECIMENTOS

Agradece-se à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia pelo apoio ao Projeto *Avaliação dos Possíveis Impactos das Atividades de Exploração de Petróleo e Gás nas Ilhas de Tinharé e Boipeba, município de Cairu, Bahia* (Processo nº 8652/2007).

REFERÊNCIAS

ABOHASSAN, R. A. Heavy metal pollution in *Avicennia marina* mangrove systems on the Red Sea coast of Saudi Arabia. **JKAU: Meteorol. Environ. Arid Land Agric. Sci**, v. 24, n. 1, p. 35-53, 2013. <https://doi.org/10.4197/Met. 24-1.3>

ABOU SEEDO, K.; ABIDO, M. S., SALIH, A. A.; ABAHUSSAIN, A. Assessing heavy metals accumulation in the leaves and sediments of urban mangroves (*Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.) in Bahrain. **International Journal of Ecology**, v. 24, n. 1, p. 35-52, 2017. <https://doi.org/10.1155/2017/3978216>

AGORAMOORTHY, G.; CHEN, F. A.; HSU, M. J. Threat of heavy metal pollution in halophytic and mangrove plants of Tamil Nadu, India. **Environmental pollution**, v.155, n.2, p.320-326, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.11.011>

ALENCAR, C. M. M. Tensões entre pesca, turismo e exploração de gás reconfigurando ruralidade na ilha de Boipeba-BA. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 23, p. 149-166, 2011. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v23i0.19578>

ALMAHASHEER, H. High levels of heavy metals in Western Arabian Gulf mangrove soils. **Molecular biology reports**, v. 46, p.1585-1592, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11033-019-04603-2>

AL-MUR, B. A.; QUICKSALL, A. N.; AL-ANSARI, A. M. A. Spatial and temporal distribution of heavy metals in coastal core sediments from the Red Sea, Saudi Arabia. **Oceanologia**, v. 59, n. 3, p. 262-270, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2017.03.003>

ALONGI, D. M.; CLOUGH, B. F.; DIXON, P.; TIRENDI, F. Nutrient partitioning and storage in arid-zone forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina*. **Trees**, v.17, n.1, p. 51-60, 2013. <https://doi.org/10.1007/s00468-002-0206-2>

ALSAMADANY, H.; AL-ZAHRANI, H. S.; SELIM, E. M. M.; EL-SHERBINY, M. M. Spatial distribution and potential ecological risk assessment of some trace elements in sediments and grey mangrove (*Avicennia marina*) along the Arabian Gulf coast, Saudi Arabia. **Open Chemistry**, v.18, n.1, p. 77-96, 2020. <https://doi.org/10.1515/chem-2020-0010>

ALZAHIRANI, D. A.; SELIM, E. M. M.; EL-SHERBINY, M. M. Ecological assessment of heavy metals in the grey mangrove (*Avicennia marina*) and associated sediments along the Red Sea coast of Saudi Arabia. **Oceanologia**, v.60, n.4, p.513-526, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2018.04.002>

ANDRADE, C. L. N.; CELINO, J. J.; BARBOSA, R. M.; GARCIA, K. S.; ESCOBAR, N. F. C. Biogeoquímica da matéria orgânica e metais em um manguezal na zona estuarina urbana, Bahia, Brasil. **Geonomos**, v.20, n.2, p.34-43, 2012. <https://doi.org/10.18285/geonomos.v2i20.246>

ARAÚJO, B. R. N. **Diagnóstico geoambiental de zonas de manguezal do estuário do rio Itanhém, município de Alcobaça – região do extremo sul do Estado da Bahia**. 2000. 159 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica), Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2000.

ARUMUGAM, G.; RAJENDRAN, R.; GANESAN, A.; SETHU, R. Bioaccumulation and translocation of heavy metals in mangrove rhizosphere sediments to tissues of *Avicennia marina*—A field study from tropical mangrove forest. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v.10, p. 272-279, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2018.07.005>

ATWOOD, T. B.; CONNOLLY, R. M.; ALMAHASHEER, H.; CARNELL, P. E.; DUARTE, C. M.; EWERS LEWIS, C. J., IRIGOIEN, X.; KELLEWAY, J. J.;

LAVERY, P.S.; MACREADIE, P.I.; SERRANO, O.; SANDERS, C.J.; SANTOS, I.; STEVEN, A. D. L.; LOVELOCK, C. E. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 7, p. 523-528, 2017.
<https://doi.org/10.1038/nclimate3326>

BARBAULT, R. **Ecologia geral**: estrutura e funcionamento da biosfera. Editora Vozes, 2011.

BARBOSA, J.S.F.; DOMINGUEZ, J.M.L. (Coords.) **Texto Explicativo para o Mapa Geológico do Estado da Bahia Escala 1: 1.000.000**. Salvador: SGM/PPPG/FAPEX, 1996.

BARNOSKY, A. D.; MATZKE, N.; TOMIYA, S.; WOGAN, G. O.; SWARTZ, B.; QUENTAL, T. B.; MARSHALL, C.; MCGUIRE, J.; LINDSEY, E.L.; MAGUIRE, K. C.; MERSEY, B.; FERRER, E. A. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. **Nature**, v. 471, n. 7336, p. 51-57, 2011.
<https://doi.org/doi:10.1038/nature09678>

BARROS, Alexandre Bomfim et al. Caracterização e biodisponibilidade de metais no mangue da Foz do Rio Meirim, Maceió-AL. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 2, p. 20133-20147, 2021. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n2-586>

BERNINI, E.; SILVA, M.A.B.; CARMO, T.M.; CUZZUOL, G.R.F. Composição química do sedimento e de folhas das espécies do manguezal do estuário do Rio São Mateus, **Espírito Santo, Brasil. Rev. Brasil. Bot.**, v.29, p.689-699, 2006.
<https://doi.org/10.1590/S0100-84042006000400018>

BIODINÂMICA/GMA. **Estudo de impacto ambiental da atividade de produção de Gás da Bacia de Camamu**. Bloco BCAM-40. PETROBRAS, 2003.

BIRCH, G.; NATH, B.; CHAUDHURI, P. Effectiveness of remediation of metal-contaminated mangrove sediments (Sydney estuary, Australia). **Environmental Science and Pollution Research**, v.22, n.8, p. 6185-6197, 2015.
<https://doi.org/10.1007/s11356-014-3830-7>

BOMFIM, M. R. **Características de ecossistemas manguezais contaminados por metais traços**. 2014. 105 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia, 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/21532>. Acesso em: 20.06.2022.

BOUILLON, S.; A.V. BORGES, E.; CASTAÑEDA-MOYA, K.; DIELE, T.; DITTMAR, N.C.; DUKE, E.; KRISTENSEN, S.Y.; LEE, C.; MARCHAND, J.J.; MIDDELBURG, V.; RIVERA-MONROY, T.J.; SMITH AND R.R.; TWILLEY. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. **Global Biogeochemical Cycles**, v.22, n.2, p.1-12, 2008.
<https://doi.org/2010.1029/2007GB003052>

BRASIL. **Projeto Ilhas de Tinharé e Boipeba, Área de Proteção Ambiental**. Etapa I. Diagnóstico Ambiental. Salvador: Companhia de Desenvolvimento da Região

Metropolitana de Salvador (CONDER); Centro de Recursos Ambientais (CRA); Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais (CPRM). 2: p. 149, 1995.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2000.

BRASIL, IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico**, v.2010, Diário Oficial da União do dia 24/11/2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 454, de 1º de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasília. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2012.

BRITO, M. E. B. **Estudos biogeoquímicos no manguezal da região estuarina de Valença – Bahia**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 172 p. 2006.

BROADLEY, M. R.; WHITE, P. J.; HAMMOND, J. P.; ZELKO, I.; LUX, A. Zinc in plants. **New phytologist**, v.173, n.4, p. 677-702, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.01996.x>

BRYAN-BROWN, D.N.; CONNOLLY, R.M.; RICHARDS, D.R.; ADAME, F.; FRIESS, D. A.; BROWN, C. J. Global trends in mangrove forest fragmentation. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-8, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63880-1>

CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: summary tables. *In: Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of Environment*. Winnipeg. 1299: p.1-5, 2001. Disponível em: https://www.elaw.org/system/files/sediment_summary_table.pdf. Acesso em: 14.01.2021.

CHAKRABORTY, D.; BHAR, S.; MAJUMDAR, J.; SANTRA, S. C. Heavy metal pollution and phytoremediation potential of *Avicennia officinalis* L. in the southern coast of the Hoogly estuarine system. **International Journal of Environmental Sciences**, v.3, n.6, p. 2291-2303, 2013. <https://doi.org/10.6088/ijes.2013030600045>

CHEN, X. Y. Heavy metals contents in sediments, mangroves and bivalves from Ting Kok, Hong Kong. **China Environmental Science-Chinese Edition**, v.23, n.5, p.480-484, 2003.

CHOWDHURY, R.; FAVAS, P. J.; JONATHAN, M. P.; VENKATACHALAM, P.; RAJA, P.; SARKAR, S. K. Bioremoval of trace metals from rhizosediment by mangrove plants in Indian Sundarban Wetland. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 2, p. 1078-1088, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.047>

CROOKS, S.; D. HERR, J.; TAMELANDER, D.; LAFFOLEY; VANDEVER, J. **Mitigating climate change through restoration and management of coastal wetlands and near-shore marine ecosystems: challenges and opportunities.** Environment Department, Paper 121, Washington, DC, 2011. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/18318/605780REPLACEM10of0Coastal0Wetlands.pdf>. Acesso em: 19.08.2022.

CUZZUOL, G. R. F.; CAMPOS, A. Aspectos nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do Rio Mucuri, Bahia, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 24, n.2, p. 227-234, 2001. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042001000200013>

CRUTZEN, P. J.; STOERMER, E. F. **The Anthropocene.** IGBP Global Change Newsl, v.41, n.17–18, 2000. Disponível em: <http://www.igbp.net/download/18.316f18321323470177580001401/1376383088452/NL41.pdf>. Acesso em: 05.08.2022.

DAILY, G. C. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. **Island Press, Washington, D C**, 1997.

DALY, H.; FARLEY, J. **Economia Ecológica: Princípios e Aplicações.** Lisboa: Instituto Piaget, 2004.

DAR, M. A.; KHALAFALLA, A. A.; TAWFIK, K. M.; SAMMAN, M. R. N. The Interactions of Bioactive Heavy Metals between *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. and the Underlying Sediments in the Mangrove Swamps, Red Sea. **Chemistry Research Journal**, v. 2, n.6, p. 25-43, 2017. <https://doi.org/10.4172/2324-8661.1000173>

DA SILVA, M. R.; LAMOTTE, M.; DONARD, O. F. X.; SORIANO-SIERRA, E. J. ROBERT, M. Metal contamination in surface sediments of mangroves, lagoons and Southern Bay in Florianopolis Island. **Environmental Technology**, v. 17, n. 10, p. 1035-1046, 1996. <https://doi.org/10.1080/09593331708616473>

DA SOUZA, I.; BONOMO, M. M.; MOROZESK, M.; ROCHA, L. D.; DUARTE, I. D.; FURLAN, L. M.; ARRIVABENE, H. P.; MONFERRÁN, M. V.; MATSUMOTO, S. T.; MILANEZ, C. R. D.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Adaptive plasticity of *Laguncularia racemosa* in response to different environmental conditions: integrating chemical and biological data by chemometrics. **Ecotoxicology**, v.23, n.3, p.335-348, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1191-0>

DEFEW, L. H.; MAIR, J. M.; GUZMAN, H. M. An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. **Marine pollution bulletin**, v.50, n.5, p.547-552, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.11.047>

DIAS, H. Q.; NAYAK, G. N. Geochemistry and bioavailability of mudflats and mangrove sediments and their effect on bioaccumulation in selected organisms within a tropical (Zuari) estuary, Goa, India. **Marine pollution bulletin**, v. 105, n. 1, p. 227-236, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.026>

DOS SANTOS, T. A.; BONFIM, T. M.; SILVA, F. S.; SILVA, A. G.; DE FERREIRA BANDEIRA, M. L. S.; DE JESUS, R. M.; NASCIMENTO, L. D. Determinação de metais em um sistema estuarino: *Laguncularia Racemosa* como um potencial indicador de contaminação. **Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)**, v.49, p. 51-65, 2018. <https://doi.org/10.5327/10.5327/Z2176-947820180352>

DIEGUES, A. C. Sociobiodiversidade. In: FERRARO JÚNIOR, A. (Coord.). **Encontros e caminhos: formação de educadoras (es) ambientais e coletivos educadores**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 303-312, 2005. Acesso em: 05.09.2022. Disponível em: <http://oca.esalq.usp.br/wp-content/uploads/sites/430/2020/02/encontros.pdf>

DIEGUES, A. C. Conhecimentos, práticas tradicionais e a etnoconservação da natureza. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 50, p.116-126, 2019. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5380/dma.v50i0.66617>

EINOLLAHIPEER, F.; KHAMMAR, S.; SABAGHZADEH, A. A study on heavy metal concentration in sediment and mangrove (*Avicenia marina*) tissues in Qeshm island, Persian Gulf. **Journal of Novel Applied Sciences**, v.2, n.10, p. 498-504, 2013.

ELLIFF, C. I.; KIKUCHI, R. K. Ecosystem services provided by coral reefs in a Southwestern Atlantic Archipelago. **Ocean & Coastal Management**, v.136, p.49-55, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.11.021>

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. Nutrição mineral de plantas. 2 ed. **Londrina: Planta**, 2006.

ESPINOSA, L. F.; PARRA, J. P.; VILLAMIL, C. Determinación del contenido de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los MANGLARES DE LA CIénaga Grande de Santa Marta, Colombia. **Bol. Invest. Mar. Cost.**, Santa Marta, v. 40, n. 1, p. 7-23, 2011.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The world's mangroves 1980-2005**. FAO Forestry Paper 153, Rome, Italy, 2007.

FISCHER, F.; NASCIMENTO, A.; FISCHER, C. M.; PIERINI, C.; ROCHA, L.; MATOS, L. B.; SANTANA, L.; VINHAES, L.; SANTOS, M. E. P.; BRITO, M. R. S.; FILHO, N. G. **Baixo Sul da Bahia: uma proposta de desenvolvimento territorial**. Salvador: CIAGS/UFBA, 2007.

GARCIA, K. S.; OLIVEIRA, O. M. C.; ARAÚJO, B. R. N. Biogeoquímica de Folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman na área norte da Baía de Todos os Santos. In: Queiroz, A.F.S; CELINO, J.J. (Org.). **Avaliação de ambientes na Baía de Todos os Santos: Aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos**. 1 ed. Salvador: EDUFBA, p. 213-232. 2008.

GARCIA, K. S.; NERY, A. L.; ANUNCIACÃO, D. S.; ARAÚJO, B. N. Biogeoquímica das folhas de *Avicennia* e a qualidade ambiental de manguezais nos rios Una, Pardo e Jequitinhonha. In: Joil José Celino Gisele Mara Hadlich Antônio Fernando de Souza Queiroz Olívia Maria Cordeiro de Oliveira. (Org.). **Avaliação de ambientes**

costeiros da região sul da Bahia geoquímica, petróleo e sociedade. 1ed. Salvador: EDUFBA, 1(sn), p. 113-131. 2014.

GHOSH, S.; BAKSHI, M.; MAHANTY, S.; CHAUDHURI, P. Understanding potentially toxic metal (PTM) induced biotic response in two riparian mangrove species *Sonneratia caseolaris* and *Avicennia officinalis* along river Hooghly, India: Implications for sustainable sediment quality management. **Marine Environmental Research**, v.172, p. 105486, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105486>

GIRI, C.; OCHIENG, E.; TIESZEN, L.L.; ZHU, A.; SINGH, Z.; LOVELAND, T.; MASEK, J.; DUKE, N. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 1, p. 154-159, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>

GONÇALVES, M. V. P. **Análise de plantas de mangue como bioindicadoras da qualidade ambiental nas Ilhas de Tinharé e Boipeba, município de Cairu, Bahia, Brasil.** 2010. 144 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Católica do Salvador, Salvador, 2010.

GONÇALVES, W. F.; LUIZ-SILVA, W.; MACHADO, W.; NIZOLI, E. C.; SANTELLI, R. E. Geochemistry of intertidal sediment pore waters from the industrialized Santos-Cubatão Estuarine System, SE Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.84, n.2, p.427-442, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652012005000021>

GONÇALVES, M. P.; SILVA, I. R.; RAMOS, A. B. D. S.; SANTOS, R. A.; PAIXÃO, L. H. C.; ALENCAR, C. M. M. D.; ALVA, J. C. R. Qualidade das águas e análise de metais em folhas de mangue na APA Tinharé-Boipeba (BA). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v.25, n.4, p. 583-596, 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020192874>

GONÇALVES, M. V. P.; SILVA, I. R.; ALVA, J. C. R.; CRUZ, M.J.M. RAMOS, A. B. D. S. Biogeochemistry, Geobotany and Conservation of Mangrove Forests from the Tinharé-Boipeba Environmental Protection Area, Baixo Sul da Bahia (BR): trace metals in leaves of *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae). **Journal of Engineering Research**, v.2, n.12, p.1-32, 2022a. <https://doi.org/10.22533/at.ed.3172122230063>

GONÇALVES, M. V. P.; SILVA, I. R.; ALVA, J. C. R.; JUNIOR, A. B. D. S. R.; SANTOS, R. A.; CRUZ, M. J. M. Caracterização biogeoquímica dos bosques de mangue da APA Tinharé-Boipeba, Litoral do Baixo Sul da Bahia (Brasil). **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 1, p. 6378-6401, 2022b. <https://doi.org/10.34117/bjdv8n1-432>

GRAVEZ, V., R.; BENSTED-SMITH, P.; HEYLINGS AND T.; GREGOIRE-WRIGHT. Governance systems for marine protected areas in Ecuador. MOKSNESS, E.; DAHL, E.; STØTTRUP, J. (Eds.). *In: Global challenges in integrated coastal zone management.* John Wiley & Sons, Ltd, Oxford: UK, p. 145-158, 2013.

HAMILTON, S. E.; CASEY, D. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-

21). **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, n. 6, p. 729-738, 2016.
<https://doi.org/10.1111/geb.12449>

HOCHARD, J. P.; HAMILTON, S.; BARBIER, E. B. Mangroves shelter coastal economic activity from cyclones. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 25, p. 12232-12237, 2019. <https://doi.org/10.1073/pnas.1820067116>

HE, B.; LI, R.; CHAI, M.; QIU, G. Threat of heavy metal contamination in eight mangrove plants from the Futian mangrove forest, China. **Environmental geochemistry and health**, v.36, n.3, p.467-476, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10653-013-9574-3>

HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological economics**, v. 29, n. 2, p. 253-268, 1999.
[https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4)

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS H. **Trace Elements in Soils and Plants**. 3 ed. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press Incorporation. 403 p. 2001.

KAEWTUBTIM, P.; MEEINKUIRT, W.; SEEPOM, S.; PICHTEL, J. Phytomanagement of radionuclides and heavy metals in mangrove sediments of Pattani Bay, Thailand using *Avicennia marina* and *Pluchea indica*. **Marine pollution bulletin**, v.127, p.320-333, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.021>

KANNAN, N.; THIRUNAVUKKARASU, N.; SURESH, A.; RAJAGOPAL, K. Analysis of heavy metals accumulation in mangroves and associated mangroves species of Ennore mangrove ecosystem, east coast India. **Indian Journal of Science and Technology**, v.9, n.46, p. 1-12, 2016. <https://doi.org/10.17485/ijst/2016/v9i46/101551>

KATHIRESAN, K., SARAVANAKUMAR, K., MULLAI, P. Bioaccumulation of trace elements by *Avicennia marina*. **Journal of Coastal Life Medicine**, v.2, n.11, p. 888-894, 2014. <https://doi.org/10.12980/JCLM.2.2014JCLM-2014-0011>

KIM, B. S. M.; ANGELI, J. L. F.; DE LIMA FERREIRA, P. A.; SARTORETTO, J. R.; MIYOSHI, C.; DE MAHIQUES, M. M.; FIGUEIRA, R. C. L. Use of a chemometric tool to establish the regional background and assess trace metal enrichment at Baixada Santista–southeastern Brazil. **Chemosphere**, v. 166, p. 372-379, 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.132>

KÖPPEN, W. **Climatologia tradicional**. 3 ed. México: Fondo de Cultura Económica, 1948.

KŘÍBEK, B.; MIHALJEVIČ, M.; SRACEK, O.; KNĚSL, I.; ETTLER, V.; NYAMBE, I. The extent of arsenic and of metal uptake by aboveground tissues of *Pteris vittata* and *Cyperus involucratus* growing in copper-and cobalt-rich tailings of the Zambian Copperbelt. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.61, n.2, p.228-242, 2011. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9604-4>

LACERDA, L.D.; CARVALHO, C.E.V.; TANIZAKI, K. F.; OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E. The biogeochemistry and trace metals distribution of mangrove rhizospheres. **Biotropica**, v.25, n.3, p. 252-257, 1993. <https://doi.org/10.2307/2388783>

LACERDA, L. D. Trace metals in mangrove plants: why such low concentrations? *In*: Kjerfve, B.; Lacerda, L.D.; Diop, H.S. (Orgs.). **Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa**. Paris, Unesco, p. 171-178. 1997.

LEÃO, C.S.; QUEIROZ, A.F.S.; CELINO, J.J.; HADLICH, G. M. Metais-traço no ecossistema manguezal da Baía de Aratu. *In*: QUEIROZ, A.F.S.; CELINO, J.J. (orgs.). **Avaliação de Ambientes na Baía de Todos os Santos**. Salvador: EDUFBA, p. 233-245. 2008.

LOVELOCK, C. E.; CAHOON, D. R.; FRIESS, D. A.; GUNTENSPERGEN, G. R.; KRAUSS, K. W.; REEF, R.; ROGERS, K.; SAUNDERS, M.L.; SIDIK, F.; SWALES, A.; SAINTILAN, N.; THUYEN, X. L.; TRIET, T. The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise. **Nature**, v.526, n.7574, p.559-563, 2015. <https://doi.org/doi:10.1038/nature15538>

LESSA, C. M. Identificação de áreas prioritárias para a conservação da sociobiodiversidade na zona estuarina da Costa do Dendê, Bahia. 2007. 123 f. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, 2007. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/1094>. Acesso em: 05.07.2022.

LEWIS, S. L.; MASLIN, M. A. Defining the anthropocene. **Nature**, v. 519, n. 7542, p. 171-180, 2015. <https://doi.org/10.1038/nature14258>

LIU, J.; MA, K.; QU, L. Ecological risk assessments and context-dependence analysis of heavy metal contamination in the sediments of mangrove swamp in Leizhou Peninsula, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 100, n. 1, p. 224-230, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.046>

LONG, E. R.; MACDONALD, D. D.; SMITH, S. L.; CALDER, F. D. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. **Environmental management**, v.19, n.1, p. 81-97, 1995. <https://doi.org/10.1007/BF02472006>

LOTFINASABASL, S.; GUNALE, V. R. Studies on heavy metals bioaccumulation potential of mangrove species, *Avicennia marina*. **International Journal of Engineering Science and Technology**, v.4, n.10, p. 4411-4421, 2012.

LUGO, A. E. Conserving Latin American and Caribbean mangroves: issues and challenges. **Madera y Bosques**, v. 8, n. Es1, p. 5-25, 2002. <https://doi.org/10.21829/myb.2002.801289>

LUGO, A. E.; MEDINA, E.; MCGINLEY, K. Issues and challenges of mangrove conservation in the Anthropocene. **Madera y bosques**, v. 20, n. SPE, p. 11-38, 2014. <https://doi.org/10.21829/myb.2014.200146>

- LUIZ-SILVA, W.; MATOS, R. H. R.; KRISTOSCH, G. C.; MACHADO, W. Variabilidade espacial e sazonal da concentração de elementos-traço em sedimentos do sistema estuarino de Santos-Cubatão (SP). **Química Nova**, 29: 256-263, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000200016>
- LUIZ-SILVA, W.; MACHADO, W.; MATOS, R. H. R. Multi-elemental contamination and historic record in sediments from the Santos-Cubatão Estuarine System, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 19, n. 8, p. 1490-1500, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532008000800008>
- MACHADO, W.; SILVA-FILHO, E. V.; OLIVEIRA, R. R.; LACERDA, L. D. Trace metal retention in mangrove ecosystems in Guanabara Bay, SE Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v.44, n.11, p.1277-1280, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00232-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00232-1)
- MACFARLANE, G. R., PULKOWNIK, A., BURCHETT, M. D. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh: biological indication potential. **Environmental Pollution**, v.123, n.1, p. 139-151, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00342-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00342-1)
- MACFARLANE, G. R.; KOLLER, C. E.; BLOMBERG, S. P. Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves: A synthesis of field-based studies. **Chemosphere**, v. 69, n.9, p. 1454-1464, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.059>
- MACHADO, W.; GUEIROS, B. B.; LISBOA-FILHO, S. D.; LACERDA, L. D. Trace metals in mangrove seedlings: role of iron plaque formation. **Wetlands Ecology and Management**, v.13, n.2, p.199-206, 2005. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-9568-0>
- MADI, A. P. L. M.; BOEGER, M. R. T.; REISSMANN, C. B. Distribution of Cu, Fe, Mn, and Zn in Two Mangroves of Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 58, n.6, p. 970-976, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132015060255>
- MALDONADO-ROMÁN, M., JIMÉNEZ-COLLAZO, J., MALAVÉ-LLAMAS, K., MUSA-WASIL, J. C. Mangroves and their response to a heavy metal polluted wetland in the north coast of Puerto Rico. **Journal of Tropical Life Science**, v. 6, n. 3, p. 210-218, 2016. <https://doi.org/10.11594/jtlls.06.03.13>
- MARCHAND, C.; LALLIER-VERGÈS, E.; BALTZER, F.; ALBÉRIC, P.; COSSA, D.; BAILLIF, P. Heavy metals distribution in mangrove sediments along the mobile coastline of French Guiana. **Marine Chemistry**, v. 98, n. 1, p. 1-17, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2005.06.001>
- MARTÍNEZ-ALIER, J. **O Ecologismo dos pobres: conflitos ambientais e linguagens de valoração**. São Paulo: Contexto, 2007.
- MARTUTI, N. K. T.; WIDIANARKO, B.; YULIANTO, B.. Translocation and Elimination of Cu in *Avicennia marina*. **Pertanika Journal of Tropical Agricultural Science**, v. 40, n. 2, p. 285 - 294, 2017.

MCLEOD, E.; G.L. CHMURA, S.; BOUILLON, R.; SALM, M.; BJÖRK, C.M.; DUARTE, C.E.; LOVELOCK, W.H.; SCHLESINGER; SILLIMAN, B.R. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 10, p. 552-560, 2011. <https://doi.org/10.1890/110004>

MEJÍAS, C. L.; MUSA, J. C.; OTERO, J. Exploratory evaluation of retranslocation and bioconcentration of heavy metals in three species of mangrove at Las Cucharillas marsh, Puerto Rico. **Journal of Tropical Life Science**, v.3, n. 1, p. 14-22, 2013. <https://doi.org/10.11594/jtls.03.01.03>

MAHDAVI, E. S., RAHIMI, A. E. K., AMINI, H. V. Pb and Cd accumulation in *Avicennia marina* from Qeshm Island, Persian Gulf. **Iranian Journal of Fisheries Sciences**, v.11, n.4, p. 867-875, 2012.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006.

MENDHULKAR, V. D.; YERAGI, L. A.; PREETI, P. ICP-AAS analysis for heavy metals in *Avicennia officinalis*. **International Journal of Research in Environmental Science and Technology**, v.5, n.1, p. 35-7, 2015.

NEGI, S. Study of physicochemical parameters and heavy metal accumulation in soil sediment and leaves of *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. **International Journal of Applied Environmental Sciences**, v.12, n.6, p.1241-1248, 2017.

NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. **Screening Quick Reference Tables**. USA, Seattle, 1999.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo: Thomson Learning, 2007.

OLIVEIRA, O.M.C. **Diagnóstico Geoambiental em zonas de manguezal da Baía de Camamu – BA**. 2000. 249 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro. 2000.

OLIVEIRA, O. M. C.; CRUZ, M. J. M.; QUEIROZ, A. F. S. Comportamento geoquímico de metais em sedimentos de manguezal da Baía de Camamu-Bahia. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 13, n. 2, p. 1-8, 2009. <https://doi.org/10.14210/bjast.v13n2.p1-8>

OTERO, P. X. L.; MACÍAS, F. **Biogeochemistry and pedogenetic process in saltmarsh and mangrove systems**. New York: Science Publishers, 2010.

PAIXÃO, L.H.C. **Atividade pesqueira no mundo rural contemporâneo do município de Cairu/Ba**. 2015. 207 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Social), Universidade Católica do Salvador, Salvador, 2015. Disponível em: <http://ri.ucs.br:8080/jspui/handle/123456730/128>. Acesso em: 02.03.2022.

PAIXÃO, L. H.C.; ALENCAR, C. M.M.; GONÇALVES, M. V.P. Dinâmica Pesqueira de Gamboa no Mundo Rural Costeiro do Município de Cairu-BA. III Seminário Nacional **Espaços Costeiros: espaço** de produção, espaços de vida, 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufba.br/index.php/secosteiros/article/view/18434>. Acesso em: 02.03.2022

PALUMBI, S. R. Humans as the world's greatest evolutionary force. **Science**, v. 293, n. 5536, p. 1786-1790, 2001. <https://doi.org/10.1126/science.293.5536.1786>

PAKZADTOOCHAEI, S. Comparing the concentration of heavy metals (Cd, Cu, Ni and Zn) in the sediment and different tissues of *Avicenna marina* in Iranian coasts of the Oman Sea. **International Research Journal of Applied and Basic Sciences**, v.4, n.3, p.561-569, 2013.

PANITZ, C.M.N. Ecological description of the Itacorubi mangrove, Ilha de Santa Catarina, Brazil. In: KJERFVE, B.L.; LACERDA, L.D.; DIOP, E.S. (eds.). **Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa**. UNESCO: Paris, 1997. p. 204-225.

PARVARESH, H.; ABEDI, Z.; FARSHCHI, P.; KARAMI, M.; KHORASANI, N.; KARBASSI, A. Bioavailability and concentration of heavy metals in the sediments and leaves of grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh, in Sirik Azini Creek, Iran. **Biological trace element research**, v.143, n.2, p. 1121-1130, 2011. <https://doi.org/10.1007/s12011-010-8891-y/10.1007/s12011-010-8891-y>

PELLEGRINI, J. A. D. C.; CASTRO, E. M. N. V. D.; CASTRO, K. N. V. D.; SOARES, M. L. G. Tensionamentos socioambientais em comunidades costeiras: um estudo interdisciplinar nos manguezais do sul da Bahia. **Ambiente & Sociedade**, v.23, p.1-23, 2020. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20180175r3vu2020L5AO>

PI, N.; TAM, N. F.Y.; WONG, M. H. Formation of iron plaque on mangrove roots receiving wastewater and its role in immobilization of wastewater-borne pollutants. **Marine Pollution Bulletin**, v.63, n.5-12, p. 402-411, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.036>

PIRATELLI, A. J.; FRANCISCO, M. R. (Ed.). **Conservação da biodiversidade: dos conceitos às ações**. 1ed. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2013.

POLIDORO, B. A.; CARPENTER, K. E.; COLLINS, L.; DUKE, N. C.; ELLISON, A. M.; ELLISON, J. C.; FARNSWORTH, E. J.; FERNANDO, E.S.; KATHIRESAN, K.; KOEDAM, N. E.; LIVINGSTONE, S.R.; MIYAGI, T.; MOORE, G.E.; NAM, V. N.; ONG, J. E.; PRIMAVERA, J. H.; SALMO III, S. G.; SANCIANGCO, J. C.; SUKARDJO, S.; WANG, Y.; YONG, J. W. H. The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. **PloS one**, v. 5, n. 4, p. e10095, 2010. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010095>

PORTO-GONÇALVES, C. W. De caos sistêmico e de crise civilizatória: tensões territoriais em curso. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 22, n. 2, p. 103-132, 2020. <https://doi.org/10.35701/rcgs.v22n2.687>

QUEIROZ, A. **Mangroves de la baia de todos os santos-salvador-bahia-bresil: ses caracteristiques et l'influence antrhopique sur sa geochimie.** 1992. 148 p. Tese (Doutorado), Université Louis Pasteur, Strasbourg, França, 1992.

RAMOS, M. G. M.; GERALDO, L. P. Avaliação das espécies de plantas *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* como bioindicadoras de poluição por metais pesados em ambientes de mangues. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 12, p. 440-445, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000400011>

REZAEI, M.; KAFAEI, R.; MAHMOODI, M.; SANATI, A. M.; VAKILABADI, D. R.; ARFAEINIA, H.; DOBARADARAN, S.; SORIAL, G.A.; RAMAVANDI, B.; BOFFITO, D. C. Heavy metals concentration in mangrove tissues and associated sediments and seawater from the north coast of Persian Gulf, Iran: Ecological and health risk assessment. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, n.15, p.100456, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100456>

REIMANN, C.; CARITAT, P. **Chemical elements in the environment.** Springer Verlag: Berlin Heidelberg New York, 1998.

RIBEIRO, C. M. C. M. **Estabelecimento de uma rotina laboratorial para análise química de sedimentos e sua aplicação a sedimentos continentais do Minho (NW Portugal):** contribuição para a reconstituição paleoambiental da região. 182 f. 2006. Dissertação (Mestrado), Universidade do Minho, Departamento de Ciências da Terra, Portugal, 2006. Disponível em: <http://repositorium.sdum.uminho.pt/handle/1822/7381>. Acesso em: 02.09.2022.

ROSS, S. M. **Toxic metals in soil-plant systems.** Nova Nova York: John Wily e Sons, 1994.

SADIQ, M.; ZAIDI, T. H. Sediment composition and metal concentrations in mangrove leaves from the Saudi coast of the Arabian Gulf. **Science of the total environment**, v.155, n.1, p. 1-8, 1994. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90356-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90356-5)

RUTHES, A. M.; DA SILVA, M. M.; DE MELO JÚNIOR, J.C.F. Leaf changes in *Avicennia schaueriana* following a massive herbivory event by *Hyblaea puer* (Lepidoptera) in South Brazil. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 5, p. 47275-47286, 2021. <https://doi.org/10.34117/bjdv.v7i5.29626>

SALIMI, L.; SEZAVAR, S.; AGAH, H. Assessment of Cd, Ca, Zn, Cr, Al concentrations in water, sediment and tissues of mangrove forest, *Avicennia marina* from Qeshm Island, Persian Gulf. **Indian Journal of Geo Marine Sciences**, v.48, n.6, p. 899-906, 2019.

SANT'ANNA PORTO, J. R. Expansão do turismo, conflitos territoriais e resistência quilombola no Baixo Sul da Bahia. **Revista del CESLA. International Latin American Studies Review**, n. 23, p. 301-332, 2019. Disponível em: <https://bibliotekanauki.pl/articles/485920>. Acesso em: 28.05.2022.

SARANGI, R. K.; KATHIRESAN, K.; SUBRAMANIAN, A. N. Metal concentrations in five mangrove species of the Bhitarkanika, Orissa, east coast of India. **Indian Journal of Marine Sciences**, v.31, n.3, p. 251–253, 2002.

SCHMITT, C.B.; A. BELOKUROV, C.; BESANÇON, L.; BOISROBERT, N.D.; BURGESS, A.; CAMPBELL, L.; COAD, L.; FISH, D.; GLIDDON, K.; HUMPHRIES, V.; KAPOS, C.; LOUCKS, I.; LYSENKO, L.; MILES, C.; MILLS, S. Minnemeyer, T. Pistorius, C. Ravilious, M. Steininger and G. Winkel. 2009. Global ecological forest classification and forest protected area gap analysis. **Analyses and recommendations in view of the 10% target for forest protection under the Convention on Biological Diversity (CBD)**. 2nd revised edition. Freiburg University Press, Freiburg, Germany. Disponível em: http://www.cbd.int/forest/doc/forestgap-analysis_2009_2nd%20ed.pdf

SCHUERCH, M.; SPENCER, T.; TEMMERMAN, S.; KIRWAN, M. L.; WOLFF, C.; LINCKE, D.; MCOWEN, C. J.; PICKERING, M. D.; REEF, R.; VAFEIDIS, A. T.; HINKEL, J.; NICHOLLS, R. J.; BROWN, S. Future response of global coastal wetlands to sea-level rise. **Nature**, v. 561, n. 7722, p. 231-234, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0476-5>

SEI - Superintendência de Estudos Econômicos. Cairu. **Estatísticas dos Municípios Baianos**. Salvador: SEI. 4: 37-55, 2014.

SILVA, I. R.; DE MELLO, S. B. Caracterização geo-ambiental e de ocupação das praias da costa do dendê, litoral sul do estado da Bahia. **Geosul**, v. 22, n. 44, p. 27-46, 2007.

SILVA, I. R.; ROSSI, J. C.; NASCIMENTO, H. M.; SIQUEIRA, T. G. Geoenvironmental Characterization and Urbanization of the Beaches on the Islands of Tinharé and Boipeba, South Coast of the State of Bahia, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v.56, p. 1297-1300, 2009. <https://www.jstor.org/stable/25737998>.

SILVA, A. P. F. da. **Quantificação de metais (Al, Fe, Mn, Pb, Zn e Cu) nos sedimentos do sistema estuarino das Ilhas de Tinharé-Boipeba (Bahia - Brasil)**. 2011. 111 f. Dissertação (Mestrado), Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <https://www.bdtd.uerj.br:8443/handle/1/15689>. Acesso em: 28.05.2022.

SOTO, R. Nutrient concentration and retranslation in coastal vegetation and mangrove from the Pacific coast of Costa Rica. **Brenesia**, v. 37, n.3, p.33-50, 1992.

SOUZA, H. F.; GUEDES, M. L. S.; OLIVEIRA, S. S.; SANTOS, E. S. Alguns aspectos fitossociológicos e nutricionais no manguezal da Ilha de Pati-Bahia-Brasil. **Sitientibus, Feira de Santana**, n.15, p.151-165, 1996.

SOUZA FILHO, S. M. **Avaliação da contaminação por microplástico e metais em peixe, sedimento e água em estuários tropical e subtropical do Atlântico Sul**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2021. Disponível em: <https://www.acervodigital.ufpr.br/handle/1884/73341>. Acesso em: 06.07.2022.

STUART, Y. E.; CAMPBELL, T. S.; HOHENLOHE, P. A.; REYNOLDS, R. G.; REVELL, L. J.; LOSOS, J. B. Rapid evolution of a native species following invasion by a congener. **Science**, v. 346, n. 6208, p. 463-466, 2014. <https://doi.org/10.1126/science.1257008>

TAYLOR, B.; CHAPRON, G.; KOPNINA, H.; ORLIKOWSKA, E.; GRAY, J.; PICCOLO, J. J. The need for ecocentrism in biodiversity conservation. **Conservation Biology**, v. 34, n. 5, p. 1089-1096, 2020. <https://doi.org/10.1111/cobi.13541>

TUREKIAN, K. K.; WEDEPOHL, K. H. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. **Geological Society of America Bulletin**, v.72, n.2, p.175-192, 1961. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1961\)72\[175:DOTEIS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1961)72[175:DOTEIS]2.0.CO;2)

US EPA - U.S. Environmental Protection Agency. **Sediment quality guidelines**. Draft report. EPA Region V Chicago IL, 1991.

USMAN, A. R.; ALKREDAA, R. S.; AL-WABEL, M. I. Heavy metal contamination in sediments and mangroves from the coast of Red Sea: *Avicennia marina* as potential metal bioaccumulator. **Ecotoxicology and environmental safety**, v.97, p. 263-270, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.08.009>

VEIGA, J. E. da. **O Antropoceno e a Ciência do Sistema Terra**. 1 ed. São Paulo: Editora34, 2019.

VILAR, M., E.; M.; BARRETO, N. M. P. V.; SOARES, N. M.; TEIXEIRA, M. C. A.; MENDES, C. M. C. Perfil epidemiológico das parasitoses intestinais em moradores de uma comunidade da Ilha de Boipeba, Bahia, Brasil. **Revista de Ciências Médicas e Biológicas**, v. 20, n. 1, p. 14-21, 2021. <https://doi.org/10.9771/cmbio.v20i1.37580>

ZAHIR, E.; NAQVI, I. I.; ZEHRA, I. Spatial and temporal variation of heavy metals in mangrove and sediment along Karachi coastal areas. **Journal of Saudi Chemical Society**, v.8, p.197-202, 2004.

YU, R.; HU, G.; WANG, L. Speciation and ecological risk of heavy metals in intertidal sediments of Quanzhou Bay, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.163, n.1, p. 241-252, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0830-z>

WEN-JIAO, Z.; PENG, L. Accumulation and distribution of Cu, Pb, Zn and Cd in *Avicennia marina* mangrove community of Futian in Shenzhen. **Oceanologia Et Limnologia Sinica**, v.27, n.4, p. 388-393, 1996.

WHO/FAO. Joint FAO/WHO Food Standard Programme Codex Alimentarius Commission 13th Session. **Report of the Thirty-Eight Session of the Codex Committee on Food Hygiene**. Houston, United States of America, 2007.

Recebido em: 19/09/2022

Aprovado em: 21/10/2022

Publicado em: 28/10/2022