



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

GISELY HOLANDA DOS SANTOS

**DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO E FENOLOGIA DE ESPÉCIES DE MANGUE NO
LITORAL DO NORDESTE BRASILEIRO**

FORTALEZA

2026

GISELY HOLANDA DOS SANTOS

DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO E FENOLOGIA DE ESPÉCIES DE MANGUE NO
LITORAL DO NORDESTE BRASILEIRO

Monografia apresentada ao curso de Ciências Ambientais da Universidade Federal do Ceará como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda
Coorientador: Dr. César Augusto Barrios Rodriguez

FORTALEZA

2026

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S235d Santos, Gisely Holanda dos.
DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO E FENOLOGIA DE ESPÉCIES DE MANGUE NO
LITORAL DO
NORDESTE BRASILEIRO / Gisely Holanda dos Santos. – 2026.
87 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de
Ciências do Mar, Curso de Ciências Ambientais, Fortaleza, 2026.

Orientação: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda.
Coorientação: Prof. Dr. César Augusto Barrios
Rodriguez.

1. ecotoxicologia. 2. halófitas. 3. biorremediação. 4. mangue. 5. poluição. I. Título.

CDD 333.7

GISELY HOLANDA DOS SANTOS

DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO E FENOLOGIA DE ESPÉCIES DE MANGUE NO
LITORAL DO NORDESTE BRASILEIRO

Monografia apresentada ao curso de Ciências Ambientais da Universidade Federal do Ceará como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Ciências Ambientais.

Aprovada em: 21/01/2026.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. César Augusto Barrios Rodriguez (Coorientador)
Université de Toulon (UTLN)

Prof. Dr. Alexander C. Ferreira
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Moisés Fernandes Bezerra
Universidade Federal do Ceará (UFC)

À Natureza, pelo respiro que sempre me
devolveu a vida.

À minha mãe, Maria da Paz Holanda dos
Santos, que sempre acreditou em mim, meu
anjo na Terra.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus que me mostrou o caminho e despertou em mim o desejo de proteger a Sua criação. A Ele que me acolhe, me sustenta nos momentos de fraqueza, renova a minha fé, me concede sabedoria e me fortaleceu para que eu chegasse até aqui.

Aos meus pais, Maria da Paz Holanda e Edmar Rodrigues. Obrigada por serem meu exemplo de resiliência e pelo amor incondicional que transformou cada sonho em possibilidade. Às minhas irmãs, Marly Holanda e Vilma Holanda, agradeço por cada apoio, pelos conselhos sinceros e por transformarem os desafios em conquistas compartilhadas. Com vocês ao lado, nenhum passo foi dado sozinho.

Ao meu amor, José Iarley, por acreditar nos meus sonhos, por ter tanta fé em mim. Obrigada por caminhar ao meu lado, com passo firme e coração constante. Obrigada por me dar força quando eu precisei e por me incentivar a ir sempre além. Você é meu sonho mais lúcido, minha certeza mais doce.

Aos meus fiéis companheiros, Milu, Aurora, Zuzu, Pitchu, Maggie, Piaba, Mingau, Chiquinha e Duquesa. Obrigada pelo amor silencioso, pelo carinho nos momentos de cansaço e por alegrarem cada dia em casa.

À Dona Rozélia, Yana e Doris, por se tornarem minha família em Fortaleza. No carinho compartilhado, encontrei paz. Cresci ao lado de vocês, e vocês fazem parte de quem me tornei.

À Patrícia, Vagner, Jamília, Moreira, Sabrina e José Carlos. Vocês, que são os pais dos meus amigos mais queridos, acolheram-me como uma de seus filhos. Agradeço por cada palavra de incentivo e cada conversa que iluminou o meu caminho.

Aos meus pacajuaenses favoritos, Kariny, Bia, Guilherme, Luan e Rhuan. Levo a certeza de que os dias mais comuns se tornam extraordinários quando vividos ao lado de vocês. Quando penso em casa, penso em vocês.

A todos os amigos que fiz e reencontrei ao longo da minha graduação. Ao Lucas Barreto, Bruna, Victória, Mariana, Tayane, Carmélia, Maria Rita, Maria Eduarda, Nicolle, Maxwell, Ana Livia, Glória e Ingrid. Obrigada por cada sorriso compartilhado nos corredores. Em especial, agradeço ao grupo carinhosamente intitulado *Sabiaguabers*, que se formou no início da graduação, composto por Lara Isabelly, Caio, Mey, Lorena, Stéfany, Yana, Lara Freitas, Renato, Arianne, Karen, Karol, Lucas, Enzo e Samara, vocês personificam a verdade de que o maior presente da graduação foram os laços que criamos. Obrigada por tornarem esses anos tão significativos, levo cada um de vocês no meu coração.

Ao meu professor e orientador, Luiz Drude de Lacerda, pela excelente orientação, por sempre se fazer presente e pelo seu apoio durante as campanhas de campo. Agradeço pela paciência e disponibilidade em sanar dúvidas, pelo bom humor, pela generosidade em abrir portas e pelo estímulo aos projetos e ao voo acadêmico.

Ao César, meu coorientador. Agradeço por sempre acreditar em meu potencial, pela paciência durante cada etapa deste trabalho, pelos ensinamentos valiosos e pelas risadas contagiantes que tornaram os dias mais leves. Por sua presença constante, confiança e ensinamentos nas análises em laboratório. Sua generosidade e empatia foram a base sobre a qual este trabalho se construiu. Sou profundamente grata.

À Professora Danielle Sequeira Garcez e ao Professor Marcelo Freire Moro, meu mais sincero obrigado por tornarem o aprendizado uma verdadeira alegria. Vocês foram uma inspiração diária desde os primeiros passos da minha graduação.

A todos os meus professores, da escola ao último ano de graduação. Este trabalho é o meu primeiro retorno, um gesto de gratidão por todo o investimento que fizeram em mim.

Ao Laboratório de Biogeoquímica Costeira (LBC), pelo acolhimento e pelos ensinamentos. À equipe, de excelentes profissionais, que tornou esta jornada enriquecedora. Meu agradecimento especial a Andréa, Mariany e Rozane, por me receberem e me apresentarem o laboratório com tanta dedicação. E com carinho, ao Rafael, Lara, Victória, Liana, Thays, Igor e Rose, cada momento ao lado de vocês transformou o laboratório em um espaço de troca, afeto e aprendizado mútuo. Acompanhar o crescimento de cada um e partilhar tantas histórias ao longo destes anos foi um dos maiores presentes que levo comigo.

À Pró-Reitoria de Assistência Estudantis (PRAE) pelo Programa de Bolsas de Iniciação Acadêmica. Pela bolsa, que foi mais que um apoio, foi o início de tudo. Pelo suporte que tornou a permanência possível, e o sonho, realidade.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), ao Programa de Institutos Nacionais de Ciência e Tecnologia (INCT) e à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP), pelo incentivo por meio de bolsas de iniciação científica. O apoio foi essencial para meu desenvolvimento acadêmico, científico e profissional, proporcionando experiências que enriqueceram profundamente minha trajetória na graduação.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, deixo meu reconhecimento e gratidão. Esta conquista é, acima de tudo, um reflexo do apoio que recebi.

“Era novembro - o mês dos pores do sol carmesins, dos pássaros que partem, dos hinos profundos e tristes do mar, do vento apaixonado - canções nos pinheiros. Anne vagueava pelas alamedas do parque e, como ela mesma dizia, deixava que aquele vento forte e impetuoso dissipasse a névoa de sua alma”. (Lucy Maud Montgomery, 1908)

RESUMO

Os manguezais são ecossistemas costeiros vitais, mas estão sob crescente pressão antrópica e de contaminação, inclusive por mercúrio (Hg), um metal tóxico capaz de bioacumulação. A ciclagem do Hg em manguezais é complexa, sendo influenciada pela fisiologia das espécies vegetais e pelos fatores ambientais locais. Embora a fenologia foliar seja um fator conhecido na ciclagem de nutrientes, a correlação entre os estágios fenológicos e a dinâmica de acúmulo de Hg em várias espécies de manguezal permanece uma lacuna crítica no conhecimento ecotoxicológico. Neste contexto, o objetivo principal deste estudo foi avaliar a variabilidade do acúmulo e da distribuição de Hg em folhas de quatro espécies de mangue em seus diferentes estágios fenológicos foliares, investigando as estratégias de resposta das espécies ao Hg e suas implicações para o manejo ambiental. Foram coletadas amostras de folhas de *Avicennia schaueriana*, *A. germinans*, *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* e classificadas em quatro estágios fenológicos (broto, jovem, madura e senescente), em contextos ambientais distintos no Nordeste brasileiro. As concentrações de Hg foram quantificadas e comparados os padrões de acúmulo entre espécies, feno fases. Os resultados demonstraram que a concentração de Hg nas folhas aumenta progressivamente com o estágio fenológico, culminando na feno fase senescente, sugerindo a senescência foliar como importante via de desintoxicação da planta. Observou-se uma divisão fisiológica: o gênero *Avicennia* (secretor de sais) acumulou concentrações de Hg significativamente superiores às de *R. mangle* e *L. racemosa* (excludentes), indicando que a estratégia de manejo de sais é um importante filtro ecotoxicológico. As espécies de mangue possuem potencial de uso em remediação: *R. mangle* e *L. racemosa* são candidatas à fitoestabilização, enquanto *Avicennia* spp. demonstram potencial para fitoextração via manejo da serrapilheira.

Palavras-chave: ecotoxicologia; halófitas; biorremediação; mangue; poluição.

ABSTRACT

Mangroves constitute vital coastal ecosystems, yet they are under increasing anthropogenic pressure, including mercury (Hg) contamination, a highly toxic metal with bioaccumulation capacity. The cycling of Hg in these environments is complex, influenced by the physiology of plant species and local environmental factors. Although leaf phenology is a known factor influencing nutrient cycling, the correlation between phenological stages and the dynamics of Hg accumulation in different mangrove species in the Brazilian Northeast remains a critical gap in ecotoxicological knowledge. In this context, the main objective of this study was to evaluate the variability of Hg accumulation and distribution in the leaves of four mangrove species across their different leaf phenological stages, investigating the species' response strategies to Hg and their implications for environmental management. Leaf samples were collected from *Avicennia schaueriana*, *A. germinans*, *Rhizophora mangle*, and *Laguncularia racemosa*, classified into four phenological stages (bud, young, mature, and senescent). Sampling was conducted in three coastal areas of the Brazilian Northeast with distinct environmental contexts and Hg concentrations were quantified and accumulation patterns among species and phenophases were compared. The results demonstrated that the concentration of Hg in the leaves progressively increases with the phenological stage, culminating in senescent phenophase, which establishes leaf senescence as an important detoxification pathway. A division based on physiology was observed: the *Avicennia* genus (salt secretor) accumulated significantly higher Hg concentrations than *R. mangle* and *L. racemosa* (salt excluders), indicating that the salt management strategy is the main ecotoxicological filter. Mangrove species show potential for remediation use: *R. mangle* and *L. racemosa* are candidates for phytostabilization, while *Avicennia* spp. demonstrate potential for phytoextraction via litter management.

Keywords: ecotoxicology; halophytes; bioremediation, mangrove, pollution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- Mapa de localização das áreas de estudo	17
Figura 2	- Biogeografia dos manguezais nas regiões biogeográficas. A ocorrência dos mangues está associada às correntes oceânicas que influenciam o isoterma (20°C) da zona intertropical	28
Figura 3	- Árvores de <i>R. mangle</i> bem desenvolvidas localizadas no Delta do Parnaíba	30
Figura 4	- <i>R. mangle</i> , detalhada em fruto, folhas e propágulos, flor e raízes	31
Figura 5	- Árvores de mangue do gênero <i>Avicennia</i> na Praia de Requenguela, Icapuí, Ceará.....	32
Figura 6	- Diferença foliar entre as espécies <i>A. schaueriana</i> e <i>A. germinans</i> e pneumatóforos característicos das duas espécies	33
Figura 7	- Bosque de mangue da espécie <i>Laguncularia racemosa</i> na margem esquerda de um estuário, com porte de até 8 metros de altura	34
Figura 8	- Diferentes porções de <i>Laguncularia racemosa</i> , com destaque para suas folhas, com glândulas excretoras de sal; nectários extra florais em seus pecíolos; inflorescência em forma de racemo e frutos abundantes	35
Figura 9	- Ciclo biogeoquímico do Hg em manguezais	38
Figura 10	- Área de coleta no estuário do Rio Jaguaribe, Fortim, Ceará.....	41
Figura 11	- Estuário foliar coletada da espécie <i>R. mangle</i> no estuário do Rio Jaguaribe.....	41
Figura 12	- Área de coleta no manguezal da Estação Ambiental Mangue Pequeno	42
Figura 13	- Área de coleta no manguezal do Delta do Parnaíba.....	43
Figura 14	- Utilização do moinho para homogeneização das amostras	44
Figura 15	- Espectrofotometria de Absorção Atômica com Geração de Vapor Frio para determinação das concentrações de Hg.....	45
Figura 16	- Mapa de amostragem das folhas de quatro espécies de mangue	47
Figura 17	- Distribuição de concentração de Hg (ng g ⁻¹ peso seco) nas espécies de mangue no Delta do Parnaíba	49
Figura 18	- Distribuição da concentração de Hg (ng g ⁻¹ peso seco) nas três espécies de mangue no Estuário do Rio Jaguaribe	50

Figura 19 - Distribuição da concentração de Hg (ng g ⁻¹ peso seco) nas folhas de três espécies de mangue na Estação Ambiental Mangue Pequeno	50
Figura 20 - Distribuição da concentração de Hg na espécie <i>R. mangle</i> nos quatro estágios fenológicos foliares no Estuário do Rio Jaguaribe	51
Figura 21 - Distribuição da concentração de Hg na espécie <i>R. mangle</i> nos quatro estágios fenológicos foliares no Delta do Parnaíba	52
Figura 22 - Distribuição da concentração de Hg na espécie <i>R. mangle</i> nos quatro estágios fenológicos foliares na Estação Ambiental Mangue Pequeno	52
Figura 23 - Distribuição da concentração de Hg na espécie <i>L. racemosa</i> nos quatro estágios fenológicos foliares no Delta do Parnaíba	53
Figura 24 - Distribuição da concentração de Hg na espécie <i>L. racemosa</i> nos quatro estágios fenológicos foliares no Estuário do Rio Jaguaribe	53
Figura 25 - Distribuição da concentração de Hg na espécie <i>L. racemosa</i> nos quatro estágios fenológicos foliares na Estação Ambiental Mangue Pequeno	54
Figura 26 - Distribuição da concentração de Hg na espécie <i>A. germinans</i> nos quatro estágios fenológicos foliares no Delta do Parnaíba	55
Figura 27 - Distribuição da concentração de Hg na espécie <i>A. germinans</i> nos quatro estágios fenológicos foliares no Estuário do Rio Jaguaribe	55
Figura 28 - Distribuição da concentração de Hg na espécie <i>A. schaueriana</i> nos quatro estágios fenológicos foliares no Delta do Parnaíba	56
Figura 29 - Distribuição da concentração de Hg na espécie <i>A. schaueriana</i> nos quatro estágios fenológicos foliares na Estação Ambiental Mangue Pequeno	57
Figura 30 - Colagem de fotos de diferentes feno fases foliares das espécies de mangue amostradas no estudo, na classificação biométricas e avaliação da saúde foliar. As imagens ilustram as condições de integridade e conservação das folhas no momento da coleta	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Comprimento foliar médio (cm) por espécie, área e estágio fenológico (I a IV). Valores representam média \pm desvio padrão (n amostral).....	48
----------	--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Preservação Permanente
AQUASIS	Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos
CCM	Complexos Convectivos de Mesoescala
CH ₃ Hg ⁺	Metilmercúrio
CNB	Corrente Norte do Brasil
CODEVASF	Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco
ENOS	El Niño-Oscilação Sul
Hg	Mercúrio
Hg ⁰	Mercúrio elementar
Hg ²⁺	Mercúrio inorgânico
HgCl ₂	Cloreto de mercúrio (II)
HgS	Sulfeto de Mercúrio (II)
LD	Limite de Detecção
LI	Linhas de Instabilidade
MeHg	Metilmercúrio
MO	Matéria orgânica
R ²	Coefficiente de linearidade
RESEX	Reserva Extrativista
S	Enxofre
-SH	Grupos tiol
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
UC	Unidade de Conservação
VCAN	Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
©	Copyright
®	Marca Registrada
‰	Partes por mil

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	16
2.1	Objetivo geral	16
2.2	Objetivos específicos	16
3	ÁREAS DE ESTUDO	17
3.1	Estuário do Rio Jaguaribe	17
3.2	Estação Ambiental Mangue Pequeno	19
3.3	Delta do Parnaíba	21
4	REFERENCIAL TEÓRICO	26
4.1	Os manguezais	26
4.2	A flora de mangues nordestinos	29
4.2.1	<i>Mangue-vermelho (Rhizophora mangle L.)</i>	30
4.2.2	<i>Mangue-preto (Avicennia schaueriana Stapf. & Leechm. ex Moldenke; Avicennia germinans L.)</i>	32
4.2.3	<i>Mangue-branco (Laguncularia racemosa (L.) C. F. Gaertn.)</i>	34
4.3	Biogeoquímica do Hg em manguezais	36
4.4	Fenologia e dinâmica de contaminantes	39
5	MATERIAL E MÉTODOS	41
5.1	Amostragens no litoral nordestino	41
5.2	Tratamento das amostras	43
5.3	Determinação de concentração do Hg	44
5.4	Tratamento de dados estatísticos	46
6	RESULTADOS	47
6.1	Caracterização da biometria foliar	47
6.2	Concentração de Hg nas espécies e áreas	48
6.3	Distribuição de Hg nos estágios fenológicos foliares	51
7	DISCUSSÃO	58
7.1	Influência de fatores bióticos e abióticos na biometria foliar	58
7.2	Estratégias fisiológicas e o acúmulo de Hg: <i>Avicennia</i> vs. <i>Rhizophora</i> e <i>Laguncularia</i>	59
7.3	Dinâmica de translocação de Hg e a idade foliar	61

7.4	Implicações ecotoxicológicas e o potencial para fitoestabilização e fitoextração	63
8	CONCLUSÃO	64
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65

1 INTRODUÇÃO

Os manguezais constituem ecossistemas costeiros característicos, inseridos entre os ambientes terrestre e marinho em regiões tropicais e subtropicais (Schaeffer-Novelli, 1995; Melo; Soriano-Sierra; Veado, 2011). Caracterizados como ambientes marcados pela presença de espécies vegetais lenhosas com adaptações específicas às condições salinas e aos regimes periódicos de inundação pelas marés, demonstrando elevada produtividade primária e relevante papel ecológico (Schaeffer-Novelli, 1995). Como ecótonos costeiros, sua posição estratégica na interface continente-oceano lhes confere importância fundamental na manutenção da biodiversidade, servindo como habitat essencial para diversas espécies que dependem desses ambientes para abrigo, reprodução, repouso e obtenção de recursos alimentares (Melo; Soriano-Sierra; Veado, 2011).

Os manguezais na América do Sul foram estimados em 2,14 milhões de hectares, correspondendo a 14,5% da cobertura global dessa fitofisionomia (FAO, 2020). O Nordeste brasileiro possui aproximadamente 690 km² de manguezais, o que corresponde a cerca de 7% da área total no país, estando localizados em planícies costeiras e prestando importantes serviços ambientais para as populações litorâneas (ICMBio, 2018; Diniz *et al.*, 2019). Devido às características geográficas, ao clima semiárido, às mudanças climáticas e ao reduzido aporte fluvial para a zona costeira, os manguezais desta região já enfrentam estresse ambiental periódico decorrente de fatores naturais (Marengo *et al.*, 2018).

A condição em que estão expostos os torna particularmente vulneráveis a impactos antropogênicos em escala global. Na costa nordestina brasileira, os manguezais ocorrem predominantemente sob a forma de formações fragmentadas e franjas de vegetação, que margeiam cursos d'água, deltas e florestas. A proximidade dos manguezais com zonas de ocupação antrópica como áreas urbanas e polos industriais, faz com que esses ecossistemas sejam submetidos a intensas pressões antrópicas. Como principais vetores de degradação destacam-se as atividades socioeconômicas como a carcinicultura, a implantação de parques eólicos, a exploração petrolífera, empreendimentos imobiliários, o turismo não regulamentado e a expansão urbana desordenada (Costa, 2017; Lacerda; Borges; Ferreira, 2019; Bhowmik *et al.*, 2022; Kumari; Pathak, 2023).

Além das pressões físicas e biológicas, a contaminação por mercúrio (Hg) constitui um desafio ambiental de escala global, com implicações significativas para a saúde humana e a integridade dos ecossistemas (Outridge *et al.*, 2018). Como metal de elevada toxicidade, o Hg apresenta capacidade de bioacumulação nos organismos, podendo desencadear efeitos adversos

que incluem danos ao sistema neurológico, comprometimento reprodutivo e mortalidade (Lacerda *et al.*, 2022). A ciclagem do Hg em manguezais ainda constitui uma lacuna significativa nos estudos biogeoquímicos e compreender essa ciclagem é fundamental para avaliar os riscos ecológicos e para as populações dependentes desses ambientes (Lacerda *et al.*, 2022). Diante disso, destaca-se a necessidade de monitoramento contínuo e de estudos sobre os impactos locais da contaminação por Hg, especialmente em relação à sua incorporação na cadeia alimentar e aos efeitos ecossistêmicos (Lei *et al.*, 2019; Viana *et al.*, 2023), isto pois os manguezais apresentam dupla funcionalidade na ciclagem do Hg, atuando como sumidouros ou como fontes dependendo das condições ambientais, sendo uma lacuna importante no entendimento da dinâmica costeira desse contaminante, onde a contaminação por Hg representa uma preocupação significativa (Lacerda *et al.*, 2022).

Os estudos fenológicos em espécies de mangue revelam a estreita relação entre os padrões de crescimento e reprodução e as condições ambientais costeiras, como temperatura, salinidade e regime de marés (Duke, 1984; Jiménez, 1988; Fernandes, 1999; Reise, 2003; Tomlinson, 2016;). Esses padrões são significativamente modulados por fatores abióticos e bióticos (temperatura, salinidade, nutrientes, herbivoria, competição interespecífica) que atuam como reguladores fisiológicos, levando as espécies de mangue a otimizarem o uso de recursos no tempo e no espaço (Naidoo, 1989; Borchert, 1994). Nesse viés, as variações fenológicas podem influenciar a dinâmica do Hg no ecossistema, uma vez que a produção e decomposição de matéria orgânica foliar podem afetar a ciclagem do metal. Desse modo, a fenologia das espécies de mangue pode estar indiretamente associada aos padrões de acumulação e exportação de Hg nos manguezais. Diante desse cenário, a carência de dados sobre a variação de metais nas fases do ciclo de vida foliar de espécies de mangue justifica a abordagem metodológica deste estudo, que inova ao analisar a concentração de Hg em diferentes estágios de desenvolvimento foliar, incorporando as dimensões temporal e fisiológica da planta em seu ambiente natural.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a variabilidade do acúmulo e da distribuição de Hg em folhas de quatro espécies de mangue em seus diferentes estágios fenológicos foliares.

2.2 Objetivos específicos

1. Quantificar as concentrações de Hg em folhas de quatro espécies de mangue (*Avicennia schaueriana*, *A. germinans*, *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*) em seus diferentes estágios fenológicos foliares.
2. Investigar as estratégias de resposta das espécies de mangue à contaminação por Hg, avaliando suas implicações para fitoestabilização e fitorremediação.

3 ÁREAS DE ESTUDO

O presente estudo foi desenvolvido em três áreas de manguezal selecionadas no litoral do nordeste brasileiro (Figura 1), as quais representam distintos contextos ambientais e graus de conservação. As três áreas costeiras escolhidas foram: a Estação Ambiental Mangue Pequeno (CE), o Estuário do Rio Jaguaribe (CE) e o Delta do Parnaíba (PI/MA/CE).

Figura 1 - Mapa de localização das áreas de estudo.



Fonte: Elaborado pela autora

3.1. Estuário do Rio Jaguaribe

O Estuário do Rio Jaguaribe localizado no litoral leste do Ceará está inserido no contexto da costa semiárida brasileira, sendo o principal curso d'água do estado com uma extensão aproximada de 610 km e uma área de drenagem de 72.043 km², equivalente a cerca de 50% do território estadual (Soares-Filho, 1996). Sua foz deságua no Oceano Atlântico Equatorial Sul, marcando a transição entre o sistema fluvial e o ambiente marinho, situado a cerca de 125 km da capital Fortaleza, o estuário abrange os municípios de Fortim, Aracati e

Itaiçaba (Paula, 2006; CEARÁ, 2009), apresentando características únicas devido à sua posição geográfica de interface entre o rio e o sistema costeiro adjacente.

A bacia hidrográfica do rio Jaguaribe apresenta como fitofisionomia predominante a Savana Estépica, representada pelo domínio da Caatinga, formação vegetal adaptada às condições de semiárido e escassez hídrica (IBGE, 1999). Contudo, no entorno estuarino, destaca-se uma área de aproximadamente 11,64 km², coberta por floresta perenifólia paludosa marítima, correspondente ao manguezal (Monteiro, 2005; Suratman, 2008).

A Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) é o principal sistema meteorológico responsável pelo regime sazonal de chuvas no nordeste brasileiro, consistindo em uma faixa de nebulosidade sobre o oceano formada pela convergência dos ventos alísios dos hemisférios norte e sul. O litoral cearense apresenta clima semiárido marcado por acentuada sazonalidade, com dois períodos bem definidos: um longo e seco (segundo semestre do ano) e outro curto e chuvoso (primeiro semestre do ano). Devido às condições climáticas adversas, com prolongadas estiagens e irregularidade pluviométrica, os recursos hídricos tornam-se extremamente escassos na região (Cavalcante, 2015).

A vegetação das espécies de mangue é composta predominantemente por quatro espécies principais: *R. mangle*, *A. schaueriana*, *A. germinans* e *L. racemosa*. Em áreas de transição com a vegetação de terra firme, ocorre a espécie *C. erectus*, que marca o limite superior da influência das marés. Os bosques de franja, localizados nas margens imediatas dos canais de maré e gamboas, como a do Cumbe, são dominados quase exclusivamente por *R. mangle*, que utiliza suas raízes escoras para estabilização no sedimento lodoso e inconsolidado. Em áreas mais internas da planície de inundação, observa-se a predominância das espécies do gênero *Avicennia*. A espécie *L. racemosa* apresenta uma distribuição mais oportunista, ocorrendo tanto em associações com as espécies anteriores quanto em formas arbustivas esparsas em áreas que sofreram distúrbios antropogênicos ou naturais (Santiago, 1997; Godoy; Lacerda, 2014; Lacerda *et al.*, 2024).

Diante desse cenário, desde 1906 foram construídas centenas de barragens e reservatórios ao longo do rio Jaguaribe, visando tanto a geração de energia elétrica quanto o aumento da disponibilidade hídrica. No entanto, a redução na descarga fluvial média anual está associada não apenas à construção dessas estruturas, mas também ao uso da água para carcinicultura, abastecimento público e ao decréscimo das chuvas observado nas últimas quatro décadas (Marins *et al.*, 2002).

Além disso, a intervenção antrópica tem provocado outros impactos significativos, como alterações no regime hidrológico a jusante das represas, mudanças na qualidade físico-

química da água, retenção de sedimentos e nutrientes nos reservatórios e erosão das margens fluviais devido à falta do aporte sedimentar que seria naturalmente transportado até o estuário (Cavalcante, 2015). A urbanização crescente não é acompanhada por infraestrutura adequada de saneamento básico, apenas 64% dos domicílios têm acesso à água potável, e um número significativo de residências carece de instalações sanitárias, evidenciando condições precárias (CEARÁ, 2009).

As principais atividades econômicas da região incluem agricultura, pecuária e carcinicultura. A agricultura, favorecida pelas condições do solo e disponibilidade hídrica, concentra-se em culturas de ciclo curto, como milho e feijão (Cavalcante, 2015). A pecuária, complementar à agricultura, envolve criação bovina, suína, ovina e avicultura, além da carcinicultura (Paula, 2006). A carcinicultura destaca-se como atividade em expansão no estado, com grande concentração no Baixo Jaguaribe, especialmente em Aracati (31,4% da produção), Acaraú (11,4%), Jaguaruana (11%) e Fortim (9,8%) (Ibama, 2005). A atividade ocupa 1.316 hectares de viveiros no estuário, representando cerca de 50% da produção cearense (Costa, 2009). No entanto, a carcinicultura é apontada como a principal fonte de poluição do estuário, contribuindo para a introdução de metais (Lacerda; Santos; Madrid, 2006; Lopes, 2006; Costa, 2009).

3.2 Estação Ambiental Mangue Pequeno

O município de Icapuí está localizado no extremo leste do semiárido cearense, entre as coordenadas 4°37'40" a 4°51'18" de latitude sul e 37°15'30" a 37°33'44" de longitude oeste, fazendo fronteira com o estado do Rio Grande do Norte e com o município de Aracati, do qual se emancipou em 1985 (Meireles, 2016). Com uma área territorial de 421,442 km² e população de 21.433 habitantes (IBGE, 2022), o município está inserido na microrregião da bacia hidrográfica do Baixo Jaguaribe. Sua paisagem é marcada por tabuleiros pré-litorâneos, campos de dunas, manguezais e uma extensa planície costeira, que abriga 12 praias de relevância socioeconômica e ambiental (Meireles, 2016).

No âmbito das unidades de conservação, destaca-se a Área de Proteção Ambiental (APA) do Manguezal da Barra Grande, criada pela Lei Municipal nº 298/2000 e ampliada em 2014 (Lei nº 633), passando a abranger 18.100 hectares. A área protege o estuário e manguezal da Barra Grande, englobando comunidades como Barrinha, Praia da Placa, Berimbau, Cajuais e Icapuí-sede. Além disso, a Estação Ambiental Mangue Pequeno, localizada na praia de Requenguela, representa uma iniciativa pioneira no Ceará como o primeiro Parque Ambiental

Costeiro da região, integrando conservação ambiental, educação e turismo ecológico em um modelo de gestão sustentável (SEMACE, 2010).

Integrado à bacia hidrográfica do Baixo Jaguaribe, o município de Icapuí apresenta uma rede de drenagem pouco expressiva, com destaque apenas para o córrego Manguinho. A hidrogeologia é marcada por dois domínios principais, as rochas sedimentares da Formação Barreiras e os depósitos aluvionares. A Formação Barreiras exhibe heterogeneidade faciológica, com intercalações de camadas permeáveis que resultam em variações significativas na produtividade de água subterrânea. Em certas áreas, comporta-se como um aquífero de baixa permeabilidade, com fluxo hídrico restrito, enquanto em outras, especialmente nas dunas associadas, apresenta elevado potencial aquífero, com vazões médias entre 5 e 10 m³/h. Os depósitos aluvionares, compostos por sedimentos areno-argilosos recentes, destacam-se como fontes hídricas relevantes em meio ao contexto semiárido, onde apesar de sua espessura reduzida, a alta permeabilidade dos sedimentos arenosos permite vazões significativas, tornando-os estratégicos para o abastecimento local (CPRM, 1998).

Em Icapuí, a ZCIT também constitui o principal sistema gerador de chuvas durante a estação úmida, após maio, seu deslocamento para o hemisfério norte inicia um prolongado período de estiagem que se estende até o segundo semestre, sendo outubro e novembro os meses com menores acumulados pluviométricos (FUNCEME, 2025). O primeiro semestre responde por mais de 90% da precipitação anual. As temperaturas apresentam oscilações mensais em torno de 27°C, com máximas entre 31°C e 32°C, onde a insolação varia sazonalmente com menores valores no período chuvoso devido à maior nebulosidade e índices mais elevados nos meses secos, quando os ventos se intensificam influenciando processos como migração de dunas e transporte de sedimentos (Meireles, 2012). No primeiro semestre, o aumento das chuvas eleva o nível do lençol freático, incrementando o volume das lagoas costeiras. O estuário recebe maior aporte de água doce, proveniente de lagoas, estuários e nascentes ao longo das paleofalésias, olhos d'água na plataforma continental apresentam vazões maiores, formando pontos de descarga de água doce no mar (Meireles, 2012).

O município de Icapuí está inserido no Complexo Vegetacional Costeiro do Ceará, que se estende desde as formações geológicas mais antigas, como os tabuleiros pré-litorâneos da Formação Barreiras, até os ambientes dinâmicos da linha de praia, abrigando diversas fitofisionomias (Moro *et al.*, 2015). Inserida completamente no domínio biogeográfico da Caatinga, na região, há a vegetação pioneira psamófila, florestas de dunas fixas, vegetação aquática e paludosa de lagoas e brejos, vegetação dos tabuleiros pré-litorâneos e manguezal, com destaque para os dois últimos (Meireles, 2012).

O manguezal em Icapuí apresenta quatro espécies principais: *R. mangle*, *L. racemosa*, *A. germinans*, *A. schaueriana*, e *C. erectus*. A planície costeira da região compreende dois sistemas fluviomarinheiros principais em que ambos apresentam manguezais em diferentes estados de conservação, afetados pela produção de sal e carcinicultura. *L. racemosa* ocorre de forma generalizada no manguezal de Icapuí, ocupando principalmente as áreas situadas após a faixa dominada por *R. mangle*. Já as espécies do gênero *Avicennia*, se destacam na paisagem vegetal devido à sua coloração mais escura e porte elevado, podendo atingir mais de oito metros de altura na região. *L. racemosa*, *A. germinans* e *A. schaueriana* ocorrem predominantemente nas áreas interiores da planície flúvio-marinha, ocupando zonas específicas dentro do gradiente ambiental do manguezal. As áreas de apicum apresentam predominância de espécies herbáceas na região, e nas zonas de transição com água doce, ocorrem espécies anfíbias (Meireles, 2012; Costa; Amario; Ferreira, 2017).

O manguezal local mantém uma relação dinâmica com esse delta, mediada pela troca de nutrientes via marés, sendo crucial para a biodiversidade costeira (Meireles, 2012). Em Icapuí, integra-se a uma rede de habitats interconectados por apicuns, gamboas, bancos sedimentares e ecótonos que sustentam ciclos biológicos marinhos e servem como ponto estratégico na Rota Migratória Atlântica de Aves Neotropicais (Meireles, 2012). A hidrodinâmica do sistema é controlada por canais que conectam o delta ao estuário, promovendo renovação hídrica, distribuição de nutrientes e dispersão de propágulos, além de orientar a expansão do manguezal e o fluxo de matéria orgânica para o ambiente marinho adjacente (Meireles, 2012). Contudo, estudos da Organização Não Governamental (ONG) Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos (AQUASIS, 2003) apontam uma redução drástica dos manguezais no município, com apenas 40% da cobertura original remanescente desde o início da exploração de sal marinho até 2002, somado com a expansão da carcinicultura que tem agravado a pressão sobre esses ecossistemas costeiros.

3.3 Delta do Parnaíba

Localizado na região Nordeste do Brasil, o Vale do Rio Parnaíba abrange os estados do Maranhão, Piauí e Ceará, estendendo-se entre as coordenadas 02°21'S e 11°06'S de latitude e 47°21'W e 39°44'W de longitude, com uma área total de aproximadamente 344,112 km² com um padrão dendrítico (Silva *et al.*, 2019). A maior parte desse território está concentrada no Piauí, seguido pelo Maranhão e Ceará, além de uma pequena área em litígio entre Piauí e Ceará. Como bacia hidrográfica de jurisdição federal, a região está sob a gestão da Companhia de

Desenvolvimento do Vale do São Francisco (CODEVASF), conforme estabelecido no marco regulatório de recursos hídricos da União (CODEVASF, 2021).

O rio Parnaíba, com mais de 1.400 km de extensão, é um dos mais importantes cursos d'água do país, se caracterizando por um regime perene que mantém fluxo contínuo ao longo do ano. O rio Parnaíba deságua no Oceano Atlântico, formando um delta influenciado pelas ondas e marés, constituindo um extenso sistema natural composto por dunas, manguezais, apicuns, praias e formações flúvio-deltaicas originadas no período quaternário, sendo considerado o maior delta brasileiro e um dos mais expressivos em escala mundial. Essa formação foi descrita como a região deltaica mais bem configurada do território nacional (Wright; Coleman, 1973; Bhattacharya; Giosan, 2003; SGB, 2023).

A APA Delta do Parnaíba foi criada em 1996, sendo uma Unidade de Conservação (UC) que possui uma porção marítima e outra continental e corresponde para preservar ecossistemas costeiros, como manguezais, dunas e restingas, inserindo-se no marco regulatório estabelecido pela Lei Federal nº 9.985, que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) (BRASIL, 2000). Na área estudada, encontram-se duas UCs, ambas enquadradas na categoria de uso sustentável. Com 313.800 hectares, a APA abrange partes do Maranhão, Piauí e Ceará, abrigando 288.106 habitantes, com sua área de influência se estendendo por 7.189 km² devido aos impactos das ações humanas e condições climáticas da região (SGB, 2023; ICMBIO, 2021). A APA é acessível principalmente por via fluvial a partir de embarcações que partem de Parnaíba (PI) e percorrem os canais do Delta (IBGE, 2016).

O Delta do Parnaíba, único delta em mar aberto das Américas, é reconhecido por sua importância ecológica, abrigando mais de 75 ilhas e servindo como santuário para diversos tipos de organismos, incluindo aves, moluscos, mamíferos e crustáceos, pois apresenta uma notável diversidade caracterizada por um complexo mosaico de ambientes que inclui baías, estuários e sistemas fluviomarinhas dinâmicos (ICMBIO, 2020; Portela, 2020).

A região se destaca pela interessante interface ecológica entre os biomas Cerrado e Caatinga, em interação com os sistemas marinhos costeiros. Cerca de 10 mil famílias mantêm seu sustento por meio da pesca artesanal no Delta do Parnaíba, preservando técnicas tradicionais que reforçaram a necessidade de estabelecer a Reserva Extrativista (RESEX) Marinha Delta do Parnaíba instituída pelo Decreto de 16 de novembro de 2000, abrangendo aproximadamente 270 km², objetivada como forma de proteger o modo de vida ancestral e os ecossistemas associados, sua conservação é favorecida pela baixa densidade populacional e pela predominância de atividades tradicionais (ICMBIO, 2020; Portela, 2020).

Localizado na costa nordeste do Brasil, o Delta do Parnaíba situa-se em região de transição climática entre o semiárido nordestino e o clima úmido amazônico, onde sua dinâmica é influenciada principalmente pela ZCIT, pelo anticiclone do Atlântico Sul e por fenômenos como o El Niño-Oscilação Sul (ENOS), que determinam regime pluviométrico marcadamente sazonal (Nimer, 1979; Andrade Júnior *et al.*, 2005; Hastenrath, 2006).

O período chuvoso ocorre entre janeiro e maio, com precipitação média mensal de 181 mm, atingindo pico em abril (267,2 mm). Já a estação seca estende-se de julho a dezembro, com média mensal de apenas 28,5 mm. A vazão do rio acompanha o padrão de precipitação, atingindo máximo em abril (1.460 m³/s), mas é regulada pelo reservatório de Boa Esperança, localizado cerca de 700 km a montante da foz, garantindo fluxo mínimo de 100 m³/s mesmo em condições extremamente secas (Silva *et al.*, 2015).

Na região do Baixo Parnaíba, próximo ao litoral, predomina o clima megatérmico chuvoso (tipo AW'), caracterizado por temperaturas elevadas durante todo o ano e uma estação chuvosa bem definida entre fevereiro e maio. Neste período, as chuvas são mais intensas, enquanto os meses de março e abril registram temperaturas ligeiramente mais amenas, mantendo-se em patamares elevados (MMA, 2006).

O Delta do Parnaíba abriga uma rica diversidade de formações vegetais adaptadas às condições únicas desse ambiente costeiro. A vegetação se organiza em distintos agrupamentos, cada um com características específicas que refletem a interação entre fatores como salinidade, umidade do solo, dinâmica das marés e influência fluvial, sendo eles caracterizados por vegetação pioneira psamófila, vegetação subperenifólia de dunas, vegetação halofítica gramíneo-herbácea, vegetação ribeirinha, vegetação perenifólia de mangue e vegetação subcaducifólia arbóreo-arbustiva de tabuleiro (Costa, 2010).

Os manguezais do Delta do Parnaíba constituem formações vegetais típicas de ambientes costeiros, podendo atingir mais de 20m de altura e se desenvolvendo em solos lamosos recentes situados entre 1 e 4 metros de altitude, com leve declive e sob constante influência das marés salgadas ou salobras. Na APA do Delta do Parnaíba, as principais espécies arbóreas são *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle*, com variação na dominância conforme a proximidade dos canais de maré. A vegetação apresenta alturas médias de 4,4 m, com árvores variando de 1,5 a 20 m, onde áreas mais distantes dos canais têm menor densidade e altura, predominando o gênero *Avicennia* (Araújo, 2018; Silva, 2021).

Os mangues do Delta se manifestam sob três configurações principais, a primeira corresponde a bosques de porte arbóreo, que se estabelecem em amplas várzeas sujeitas a inundações regulares. A segunda forma são bosques arbustivos, encontrados em áreas mais

arenosas e secas, onde também predomina o mangue-de-bolota ou mangue-de-botão (*C. erectus*), muitas vezes associado a exemplares de carnaúba e outras espécies características da Caatinga. A terceira configuração é representada pelas matas ciliares, que formam faixas estreitas ao longo dos cursos d'água e margens das ilhas flúvio-marinhas, recebendo a denominação específica de mangues ribeirinhos quando associados a rios de água doce (Araripe, 2006).

No Baixo Parnaíba, as áreas mais frágeis estão concentradas próximo ao litoral e em algumas regiões interioranas, no ambiente costeiro se destacam as planícies fluviomarinhas onde se encontram os manguezais, salgados, lagoas costeiras e terraços marinhos, além dos campos de dunas. Os manguezais da APA Delta do Parnaíba apresentam distintos padrões de ocupação e uso do solo, que refletem tanto as práticas tradicionais das comunidades locais quanto atividades econômicas de maior impacto (CODEVASF, 2021; SEMAR, 2010; ICMBio, 2020).

A localização estratégica dos manguezais ciliares, situados junto às margens dos cursos d'água torna-os particularmente vulneráveis aos impactos das atividades humanas, especialmente da carcinicultura, que interfere diretamente nos sistemas de captação de água. Por outro lado, os mangues-de-botão, por se desenvolverem em áreas mais elevadas, enfrentam ameaças distintas, sendo frequentemente suprimidos para a instalação de infraestruturas de aquicultura, evidenciando os diferentes tipos de pressão a que estão submetidos os manguezais na região do Delta do Parnaíba (BRASIL, 2001).

No âmbito do uso tradicional e comunitário, destaca-se o extrativismo sustentável, onde as populações ribeirinhas mantêm uma relação ancestral com esse ecossistema pela captura do caranguejo-uçá, a coleta de ostras e mariscos, e a pesca artesanal constituindo atividades econômicas vitais, regulamentadas por normas específicas que estabelecem tamanhos mínimos para captura e períodos de defesa para garantir a reprodução das espécies. A extração de madeira do mangue, por sua vez, é rigorosamente controlada, sendo permitida apenas para uso familiar, como na construção de embarcações e moradias tradicionais e sempre mediante autorização prévia da gestão da unidade de conservação. Complementando essas atividades, a prática da agricultura de subsistência em zonas de transição, onde pequenas roças familiares cultivam mandioca, milho e feijão, utilizando técnicas de baixo impacto que harmonizam a produção com a conservação ambiental (BRASIL, 2001).

Por outro lado, as atividades econômicas com maior intervenção no ecossistema manguezal apresentam desafios significativos para a gestão territorial. A carcinicultura tem se expandido nas áreas de apicum e salgado, frequentemente de forma irregular, provocando a

supressão de manguezais e alterações nos padrões hidrológicos naturais. O plano de manejo estabelece que novos empreendimentos deste tipo só podem ser autorizados mediante a apresentação de estudos de impacto ambiental detalhados e a adoção obrigatória de sistemas de recirculação de água, visando minimizar os danos ecossistêmicos (BRASIL, 2001; ICMBIO, 2020).

Paralelamente, a exploração de salinas em áreas de manguezal, particularmente no estado do Maranhão, tem resultado na perda significativa de vegetação nativa, levando a prever ações específicas para recuperação dessas áreas degradadas. O turismo, por sua vez, apresenta uma dualidade, enquanto pode ser uma atividade econômica sustentável, a instalação de pousadas e restaurantes em zonas como a Ilha do Caju (MA), quando mal gerida, pode levar à poluição e à descaracterização da paisagem natural. Por isso, o zoneamento estabelece restrições claras às construções em áreas ambientalmente sensíveis (ICMBIO, 2020).

A especulação imobiliária emerge como um dos principais vetores de degradação, com o avanço de loteamentos irregulares sobre áreas de manguezal na APA, particularmente no entorno de sedes municipais como Tutóia (MA) e Cajueiro da Praia (PI). A pesca predatória é outra ameaça grave, caracterizada pelo emprego de métodos ilegais como redes de arrasto e utilização de explosivos em áreas de berçário. Tais práticas, além de violarem a legislação ambiental, comprometem severamente os estoques pesqueiros, afetando tanto a biodiversidade quanto a segurança alimentar e econômica das comunidades tradicionais que dependem desses recursos. A poluição hídrica representa um terceiro eixo de pressão, com o lançamento indiscriminado de efluentes domésticos não tratados e resíduos sólidos nos corpos d'água que atravessam os manguezais, essa contaminação não só degrada a qualidade da água como também afeta a cadeia trófica, com impactos particularmente severos em espécies filtradoras como ostras e mariscos, que acumulam contaminantes (ICMBIO, 2020).

4 REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 Os manguezais

Os manguezais são ecossistemas ecotonais costeiros que ocupam a interseção entre o continente e o oceano em reentrâncias do mar, sendo locais protegidos existentes na zona intertropical sob influência do regime de marés, dispendo de solo lamoso e instável. São ambientes formados por espécies típicas de angiospermas lenhosas, adaptadas à oscilação de salinidade para colonizar sedimentos lodosos com baixos teores de oxigênio. Sobre a vegetação lenhosa, desenvolvem-se diversas epífitas, como líquens, musgos, samambaias, gravatás, filodendros, orquídeas, cactos, micro e macroalgas, incrementando ainda mais a elevada produtividade primária nestes ambientes. A ocorrência de manguezais em regiões costeiras propicia habitat, reprodução, alimentação e proteção para diversos organismos, gerando inúmeros bens e serviços ecossistêmicos, sendo um verdadeiro refúgio para os seres vivos (Marcelli, 1992; Schaeffer-Novelli, 1995; Sugiyama, 1995).

As condições ambientais nos manguezais são altamente dinâmicas e adversas, variando em função do regime de marés, das correntes marítimas, do fluxo fluvial e do microclima. Os manguezais desenvolvem-se sob condições climáticas específicas, caracterizadas por temperaturas médias superiores a 20°C, mínimas não inferiores a 15°C, amplitude térmica anual de aproximadamente 5°C, ausência de períodos prolongados de seca e precipitação acima de 1.500 mm/ano, tais condições são ótimas nas regiões próximas ao Equador, onde as espécies arbóreas alcançam até 50 metros de altura, com porte decrescente conforme o aumento da latitude. As espécies vegetais desses ecossistemas desenvolveram adaptações fisiológicas que lhes conferem tolerância às adversidades impostas pelos fatores geocológicos, atuando de forma interativa e dinâmica com a insolação, as propriedades do solo, a temperatura, a salinidade, o fluxo hídrico e a ciclagem de nutrientes. (Schaeffer-Novelli, 1995; Melo; Soriano-Sierra; Veado, 2011).

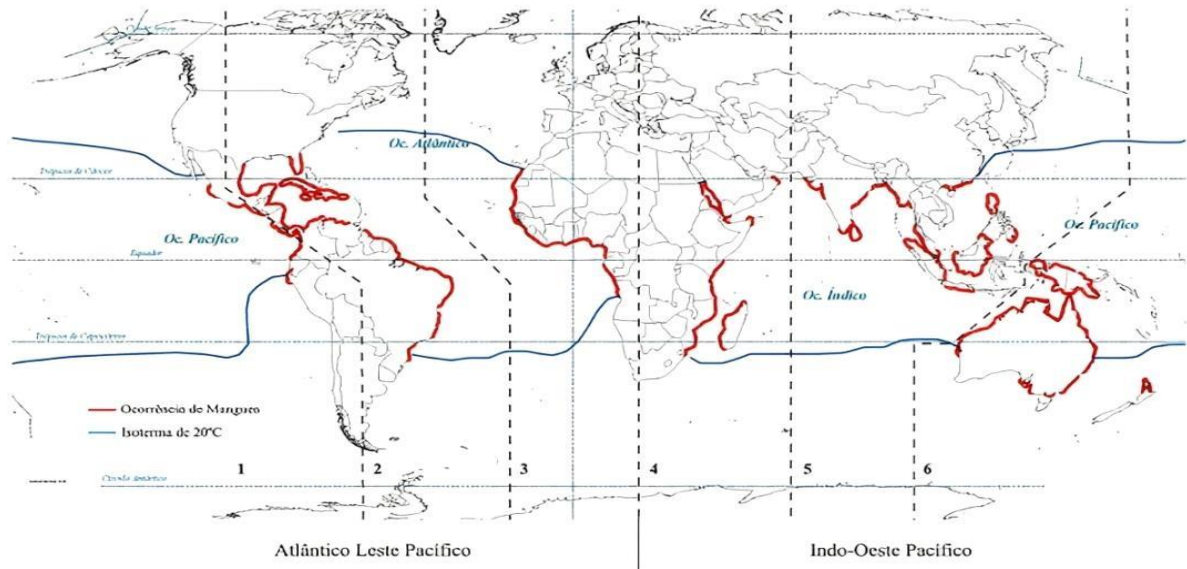
As espécies de mangue são halófitas, tolerando variadas concentrações de salinidade, cuja intrusão é promovida principalmente pelo regime de marés que não apenas proporciona um substrato favorável à colonização, como também determina a renovação das águas, incrementando a oxigenação. Além disso, as marés atuam no transporte, seleção e fixação de propágulos, bem como na distribuição de matéria orgânica para as áreas adjacentes (Schaeffer-Novelli, 1995; Melo; Soriano-Sierra; Veado, 2011).

Os sedimentos de origem fluvial e marinha são predominantemente constituídos por frações finas, como siltes, argilas e areias, onde a zonação das espécies mangue está diretamente associada à natureza do sedimento característico de cada setor do ambiente. A correlação é influenciada pelo regime de chuvas intensas e frequentes, que induz uma alta taxa de sedimentação, gerando uma variedade de tipos de substratos e elevadas concentrações de nutrientes (Schaeffer-Novelli, 1995; Melo; Soriano-Sierra; Veado, 2011).

A distribuição biogeográfica dos manguezais está confinada, predominantemente, entre as latitudes 30° N e 30° S, onde o limite é determinado pelas correntes oceânicas que influenciam o isoterma da zona intertropical (Figura 2). Em uma análise global, o fator térmico atua como o principal controlador da presença dos mangues, contudo, em escalas regionais, a ocorrência varia em função de condições hidrológicas e oceanográficas locais, em que distintas características climáticas e variáveis oceânicas propiciam o desenvolvimento de formações vegetais com atributos particulares, adaptados aos diferentes compartimentos geoambientais (UFC, 2006).

Registra-se a ocorrência de manguezais em localidades fora dos limites subtropicais, como no Japão, no sul da Austrália e nas Bermudas, mas sua ocorrência mais expressiva e desenvolvida concentra-se dentro da faixa latitudinal mencionada (Figura 2). No litoral oeste das Américas e da África, do Oceano Pacífico, os manguezais apresentam distribuição restrita à porção oeste do oceano, sendo ausentes em diversas ilhas oceânicas (Spalding *et al.*, 1997; UFC, 2006).

Figura 2 - Biogeografia dos manguezais nas regiões biogeográficas. A ocorrência dos mangues está associada às correntes oceânicas que influenciam a isoterma (20°C) da zona intertropical.



Fonte: Universidade Federal do Ceará, 2006. (Adaptado de Spalding *et al.*, 1997)

A área total global de florestas de mangue corresponde a aproximadamente 15 milhões de hectares, desse total, a porção situada nas Américas representa mais de 27%, com a América do Sul respondendo por 14,5% (FAO, 2020; Lacerda, 2025). No contexto brasileiro, o Nordeste possui 690 km² de manguezais, correspondendo a cerca de 7% da área total no país (ICMBio, 2018; Diniz *et al.*, 2019).

A compreensão da necessidade de conservação dos manguezais é facilitada pela análise de suas funções e serviços ecossistêmicos, cuja totalidade encontra-se amplamente documentada na literatura científica (Schaeffer-Novelli, 1995; Acharya, 2002; Meireles, 2014; UFC, 2006, Spalding; Kainuma; Collins, 2010; Barbier *et al.*, 2011; ICMBio, 2018). Em síntese, suas funções abrangem processos físicos na zona costeira, com influências sobre ecossistemas adjacentes como a proteção da linha de costa, sequestro de carbono, produção de alimentos, habitat para espécies e filtro biológico (Souza *et al.*, 2018).

Diversos autores sustentam que a importância dos manguezais transcende a sua dimensão de serviços ecossistêmicos (Costanza *et al.*, 1997; Acharya, 2002; FAO, 2007; Spalding; Kainuma; Collins, 2010). Sob uma perspectiva socioeconômica, os manguezais contribuem com o fornecimento de proteína animal, a geração de produtos de origem vegetal e o sustento de comunidades costeiras. Ademais, prestam serviços de proteção contra eventos extremos de altos níveis e atuam no controle da erosão costeira e ribeirinha. Os manguezais

também possuem valores patrimoniais, culturais, espirituais e religiosos, além de fornecerem informações para fins educacionais e científicos, e oportunidades para recreação e ecoturismo (Souza *et al.*, 2018).

O marco legal que rege a proteção dos manguezais está estabelecido na Lei nº 12.651/2012, a qual substituiu o Código Florestal de 1965, esta norma que recebeu alterações pela Lei nº 12.727/2012 e por dispositivos correlatos sobre a proteção da vegetação nativa, define os manguezais como Área de Preservação Permanente (APP) em toda sua extensão, conforme estabelecido no artigo 4º, inciso VII, abrangendo tanto áreas rurais quanto urbanas, mantendo assim o mesmo entendimento do anterior Código Florestal de 1965.

4.2 A flora de mangues nordestinos

Globalmente, os manguezais apresentam uma diversidade florística reduzida, compreendendo 28 gêneros e 70 espécies, das quais 17 são exclusivas desse ecossistema. (Duke; Ball; Elisson, 2008). No contexto brasileiro, os manguezais são caracterizados por uma associação de espécies arbóreas dos gêneros *Rhizophora*, *Avicennia*, *Laguncularia* e *Conocarpus* (Herz, 1991). Morfologicamente, essas florestas no litoral nordestino se estabelecem predominantemente como formações de franja ao longo dos rios e, de forma menos expressiva, ocupando bacias salinas na planície costeira, também, formações florestais de porte reduzido são frequentes em ambientes com elevados índices de salinidade (UFC, 2006).

São registrados no litoral nordestino cinco espécies de árvores de mangue típicas: *Rhizophora mangle* L., *Avicennia schaueriana* Stapf. & Leechm. ex Moldenke, *Avicennia germinans* L., *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn. e *Conocarpus erectus* L. (Cintrón; Schaeffer-Novelli, 1992; Kjerfve; Lacerda, 1993). A expressividade e ocorrência dessas espécies variam regionalmente, sendo condicionadas pela dimensão do sistema estuarino e pelas particularidades ambientais locais que determinam a zonação de espécies (UFC, 2006).

Neste contexto, a compreensão da dinâmica de contaminantes, como o Hg, exige uma análise detalhada das adaptações fisiológicas e morfológicas que conferem a cada espécie a capacidade de ocupar seu nicho específico. Portanto, a seção subsequente detalha as características de *R. mangle*, *A. schaueriana* e *A. germinans*, e *L. racemosa*, que são o foco central do presente estudo.

4.2.1 Mangue-vermelho (*Rhizophora mangle* L.)

Rhizophora mangle, pertencente à classe Magnoliopsida, ordem Malpighiales, família Rhizophoraceae, sendo o mais popular entre os mangues, reconhecido como mangue-vermelho, mangue-bravo ou mangue-verdadeiro pelas comunidades costeiras. É uma espécie arbórea, de copa arredondada e geralmente é a mais abundante nas desembocaduras de rios e baías, localizando-se nas zonas de médias e baixas salinidades dentro do estuário. Sua identificação a longa distância é facilitada pela arquitetura singular de seu sistema radicular e pelo porte que varia entre cinco e 30 metros de altura (Figura 3) (Schaeffer-Novelli, 1991; Sugiyama, 1995; Lorenzi, 2012).

Figura 3 - Árvores de *R. mangle* bem desenvolvidas localizadas no Delta do Parnaíba.

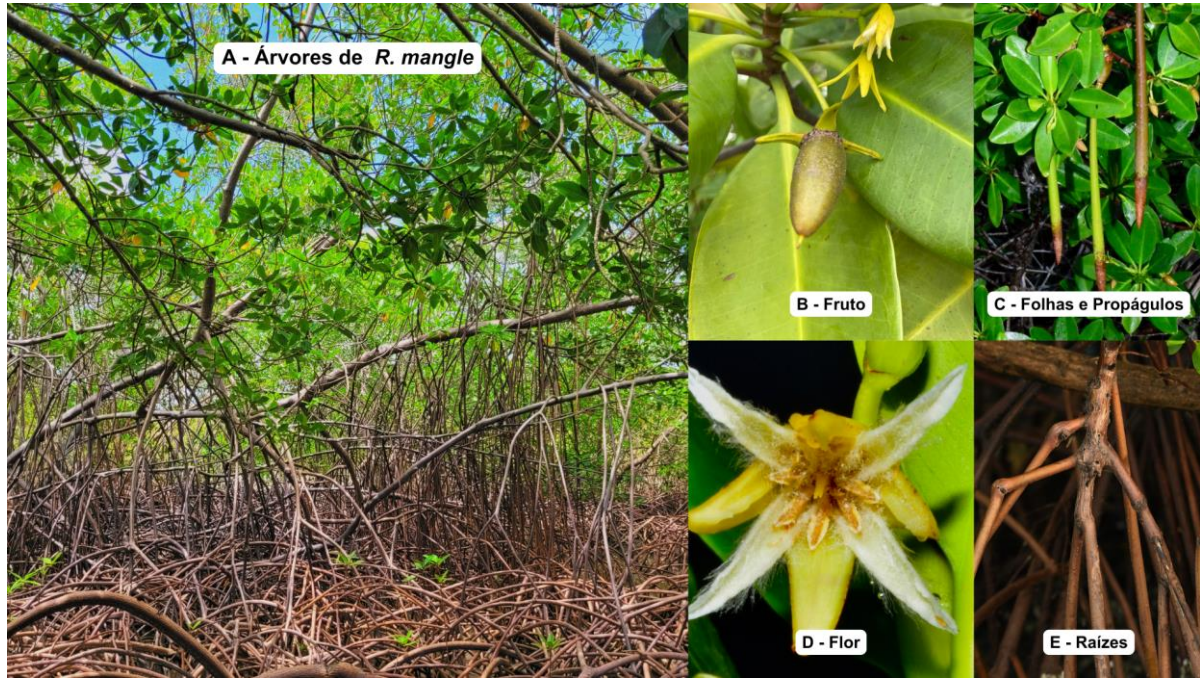


Fonte: Stephane Mounier (2025)

O mangue vermelho apresenta essa denominação em função de sua casca lisa e clara, cuja coloração avermelhada é dada pela presença de uma substância chamada tanino (Schaeffer-Novelli, 1991; Sugiyama, 1995). A espécie possui flores pouco vistosas e folhas simples, com margem inteira e formato arredondado (UFC, 2006; Lorenzi, 2012). Seu florescimento ocorre entre dezembro e janeiro, se caracterizando por uma reprodução vivípara, na qual os frutos germinam ainda presos à planta-mãe formando propágulos com formato de lança, onde essas estruturas mantêm viabilidade por até um ano, devido ao acúmulo de substâncias de reserva nutritiva (Figura 4), o que lhes permite sobreviver durante longos

períodos de dispersão aquática até encontrarem um substrato adequado para o seu estabelecimento (Schaeffer-Novelli; Lacerda, 1994; Sugiyama, 1995; Lorenzi, 2012).

Figura 4 - *R. mangle*, detalhada em fruto, folhas e propágulos, flor e raízes.



Fonte: Gisely Holanda dos Santos; Inaturalist (2025)

O seu sistema radicular é composto por rizóforos (raízes-escora) que se originam do tronco e dos ramos, formando arcos característicos da espécie (Figura 4). Ao atingirem o substrato, esses rizóforos ramificam-se intensamente e, em conjunto com raízes adventícias, conferem estabilidade à árvore em solos inconsolidados (Schaeffer-Novelli, 1995; ICMBio, 2018).

Embora seja o gênero menos tolerante à salinidade, suporta prolongados períodos de alagamento devido às adaptações de seu sistema de raízes (Schaeffer-Novelli, 1991). Os rizóforos possuem membranas permeáveis que atuam como filtro, impedindo a entrada de sais na planta, conferindo-lhe resistência à água salgada, permitindo o seu desenvolvimento ideal em salinidades inferiores a 35‰, embora tolere concentrações de até 55‰ (Schaeffer-Novelli; Cintrón, 1986; Schaeffer-Novelli; Lacerda, 1994; Fernandes; Peria, 1995; Fruehalf, 2005).

4.2.2 Mangue-preto (*Avicennia schaueriana* Stapf. & Leechm. ex Moldenke; *Avicennia germinans* L.)

As espécies do gênero *Avicennia* estão inseridas na classe Magnoliopsida, ordem Lamiales e família Acanthaceae. *A. schaueriana* e *A. germinans*, popularmente chamadas como mangue-preto, siriúba ou seriba, apresentam hábito arbóreo ou arbustivo e constituem bosques com altura variável entre 6 e 25 metros (Figura 5) (Sugiyama, 1995; Schaeffer-Novelli, 1995; Lorenzi, 2012; Tomlinson, 2016).

Figura 5 - Árvores de mangue do gênero *Avicennia* na Praia de Requenguela, Icapuí, Ceará.

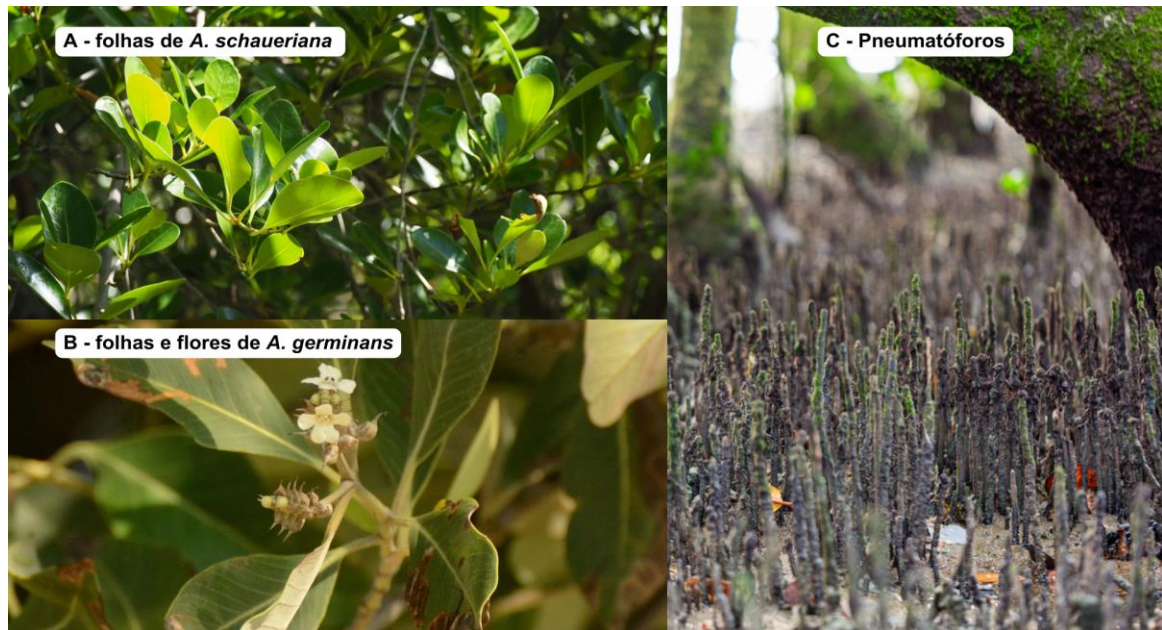


Fonte: Gisely Holanda dos Santos (2023)

A distinção morfológica entre essas espécies baseia-se principalmente na forma foliar: *A. germinans* exibe folhas com formato mais pontiagudo e *A. schaueriana* possui folhas mais arredondadas (Figura 6). Adicionalmente, há diferenças observadas na estrutura floral, especificamente na superfície interna da corola, que é glabra em *A. schaueriana* e pilosa em *A. germinans*. Quanto aos frutos, os de *A. schaueriana* são achatados, pontiagudos e desprovidos

de bico, contrastando com os de *A. germinans*, que apresentam um bico lateral curto (Schaeffer-Novelli, 1991; Schaeffer-Novelli; Lacerda, 1994; Fruehalf, 2005; UFC, 2006; Tomlinson, 2016).

Figura 6 - Diferença foliar entre as espécies *A. schaueriana* e *A. germinans* e pneumatóforos característicos das duas espécies.



Fonte: Inaturalist (2025)

O gênero *Avicennia* ocupa tipicamente a porção inferior dos estuários e a região mediana a superior do perfil entremarés (UFC, 2006). Apresenta tronco de coloração castanho-clara que quando escoriado revela uma tonalidade amarelada. Sua principal característica que confere alta resistência à salinidade, é a presença de glândulas foliares especializadas na excreção do excesso de sais absorvidos, tornando *Avicennia* conhecida como mais tolerante a ambientes hipersalinos, suportando concentrações entre 65 e 90 partes de sal por mil. Na sua reprodução vivípara, as sementes podem flutuar na água por até três meses, mantendo seu poder germinativo até encontrarem um substrato adequado para desenvolvimento (Schaeffer-Novelli, 1991; Schaeffer-Novelli; Lacerda, 1994; Fruehalf, 2005; ICMBio, 2018).

O sistema radicular do mangue preto é composto por um conjunto de raízes horizontais que se estendem radialmente, podendo atingir até cinco metros de comprimento, mas geralmente não ultrapassam 0,5 metros de profundidade. Deste sistema emergem pneumatóforos, que são raízes aéreas de geotropismo negativo, com formato cônico e entre 20 a 30 cm de altura. As raízes crescem verticalmente, expondo-se à atmosfera, uma adaptação crucial para as trocas gasosas em sedimentos anóxicos. Os pneumatóforos possuem

consistência esponjosa e são dotados de lenticelas, estruturas com amplos espaços intercelulares que armazenam ar e facilitam a difusão de oxigênio. Morfologicamente, assemelham-se a lápis eretos, afinando-se para uma extremidade romba, raramente se ramificam e exibem textura rugosa. Os pneumatóforos se projetam a partir de raízes horizontais cordiformes, que se originam na base do tronco e se estendem por vários metros (Sugiyama, 1995; Schaeffer-Novelli; Lacerda, 1994; Fruehalf, 2005; Tomlinson, 2016).

4.2.3 Mangue-branco (*Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn.)

Laguncularia racemosa é uma espécie pertencente à classe Magnoliopsida, ordem Myrtales e família Combretaceae. Denominada popularmente como mangue-branco, mangue-manso ou tinteira, possui hábito arbóreo ou arbustal perene de crescimento rápido. É caracterizada por sua copa arredondada e por exibir um porte de menor estatura, formando bosques que atingem entre 2 e 8 metros de altura (Figura 7). A sua distribuição é mais comum em regiões costeiras com baixos índices de salinidade, onde demonstra preferência por áreas menos sujeitas a inundação (Schaeffer-Novelli; Cintrón, 1986; Schaeffer-Novelli, 1991; Nellis, 1994; Sugiyama, 1995; Schaeffer-Novelli, 1995; Lorenzi, 2012).

Figura 7 - Bosque de mangue da espécie *Laguncularia racemosa* na margem esquerda de um estuário, com porte de até 8 metros de altura.



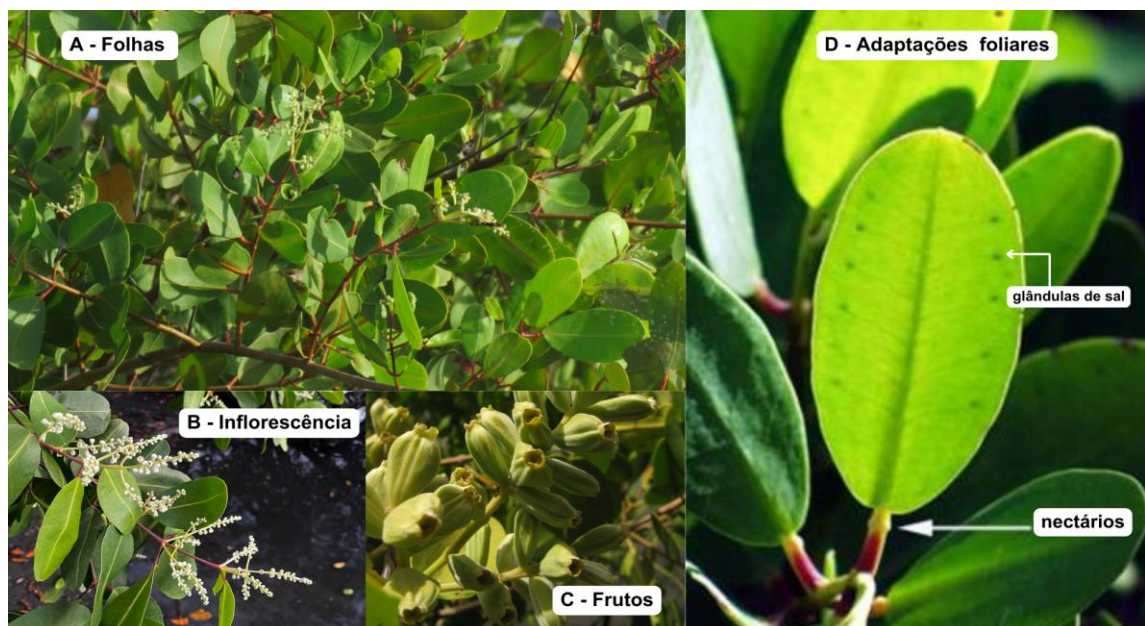
Fonte: João Paulo de Maçaneiro (2021)

O mangue branco apresenta preferência por se estabelecer na porção intermediária de estuários e perfis de maré (UFC, 2006). Demonstra a capacidade de se adaptar e desenvolver

em diversos tipos de solo, podendo igualmente ser encontrada em praias arenosas que apresentam elevações de maré adequadas ao seu crescimento, característica que a consolida como uma planta pioneira (Gómez *et al.*, 2019).

Suas folhas ovais são marcadas por um pecíolo de coloração vermelha, que exibe um par de glândulas na região superior, próximas à lâmina foliar (UFC, 2006; Sugiyama, 1995). As glândulas atuam como nectários extraflorais exercendo a função de atrair insetos, no entanto, a presença de glândulas funcionais é uma característica exclusiva das folhas jovens (Gerace Research Centre, 2007). Em contraste, Sobrado (2004) documentou que folhas maduras de *L. racemosa* possuem a capacidade de secretar sal, onde a intensidade dessa secreção salina é diretamente influenciada pela salinidade do substrato, apresentando um aumento proporcional conforme se eleva a concentração de sal no meio (Figura 8).

Figura 8 - Diferentes porções de *Laguncularia racemosa*, com destaque para suas folhas, com glândulas excretoras de sal; nectários extra florais em seus pecíolos; inflorescências em forma de racemo e frutos abundantes.



Fonte: Inaturalist; Google Imagens (2025)

Outrossim, as folhas apresentam filotaxia simples, perene e oposta, com formato elíptico e consistência coriácea, formam uma nervura central proeminente, base e ápice arredondados, coloração amarelo-esverdeada e margens inteiras. A casca exibe coloração marrom-acinzentada a avermelhada, com textura áspera e fissurada, os extratos obtidos desta casca possuem propriedades terapêuticas com ação antitumoral (Rey, 1994; ICMBio, 2018). As flores possuem coloração branca ou amarela, com hipanto inferior de formato campanulado e

duas bractéolas adnatas na porção distal. Os frutos são do tipo nucoide e apresentam superfície estriada (Figura 8) (REFLORA, 2025).

O evento de florescimento ocorre anualmente nos meses de janeiro e fevereiro, com os propágulos germinando no período de um mês. A produção desses propágulos ocorre na estação chuvosa, sendo sua dispersão restrita a esse mesmo período úmido. O mangue-branco faz uma produção abundante de propágulos, os quais se organizam em inflorescências do tipo racemo, no qual essas estruturas apresentam disposição pendente nas extremidades dos ramos (Cintrón, 1986; Schaeffer-Novelli, 1991; Sugiyama, 1995; UFC, 2006; Schaeffer-Novelli; Lima, *et al.*, 2012; ICMBio, 2018).

O sistema radicular do mangue branco é superficial, com penetração limitada a aproximadamente 30 cm nos sedimentos. O mangue branco desenvolve pneumatóforos que podem ser bifurcados ou trifurcados, possuindo um alto número de lenticelas, os quais são menos desenvolvidos e encontrados em quantidade inferior quando comparados aos do mangue preto, embora exibam similaridade morfológica (Cintrón, 1986; Schaeffer-Novelli; Lacerda, 1994; Sugiyama, 1995; Angeles *et al.* 2002; Schaeffer-Novelli; Fruehalf, 2005; UFC, 2006).

Populações maduras do mangue-branco se desenvolvem idealmente em salinidades entre 15 e 20 ppt, com níveis de água próximos à superfície do substrato. Apesar disso, a espécie demonstra tolerância a níveis de salinidade que podem atingir 90 ppt (Wooller *et al.*, 2003). Sob condições de hidroperíodo e salinidade de baixas a moderadas, o mangue-branco comumente se estabelece como a espécie dominante no manguezal (Cardona *et al.*, 2006). Suas condições ótimas de desenvolvimento localizam-se na zona entre marés média a alta, onde frequentemente constitui agrupamentos monoespecíficos, especialmente em áreas que sofreram perturbações (Sobrado, 2004).

4.3 Biogeoquímica do Hg em manguezais

O Hg é um elemento de significativa preocupação ambiental, devido à sua elevada toxicidade, persistência e impactos adversos na integridade dos ecossistemas (Pirrone *et al.*, 2010; Outridge *et al.*, 2018). Reconhecido como um Poluente Prioritário para Controle, o Hg se destaca pela sua ampla disseminação, potencial de bioacumulação e efeitos toxicológicos (Zait *et al.*, 2022). Embora ocorra naturalmente, suas concentrações ambientais são intensificadas por atividades antrópicas (UNEP, 2018). A toxicidade do Hg é variável e dependente de sua especiação química, sendo as formas mais conhecidas o mercúrio elementar

(Hg^0), o mercúrio inorgânico (Hg^{2+}) e o metilmercúrio (CH_3Hg^+) (Hong; Kim; Lee, 2012; Schneider *et al.*, 2013).

O ciclo biogeoquímico do Hg é complexo, percorrendo múltiplos compartimentos ambientais – atmosfera, hidrosfera, sedimentos e biosfera – sob distintas formas químicas (Figura 9). Na atmosfera, predomina a forma elementar gasosa (Hg^0), representando cerca de 95% do total, caracterizada por alta estabilidade e persistência. Sua oxidação gradual para mercúrio inorgânico divalente (Hg^{2+}) confere um tempo de residência atmosférico da ordem de anos, permitindo sua dispersão global. Em sistemas aquáticos, o Hg inorgânico pode ocorrer como íon livre (Hg^{2+}) ou formar complexos com ligantes como cloro (HgCl_2) ou enxofre (HgS). A transformação mais crítica do ponto de vista toxicológico, é a metilação, resultando na geração de metilmercúrio (CH_3Hg^+), forma orgânica de elevada toxicidade. A conversão é mediada por bactérias redutoras de sulfato, atuantes tanto na coluna d'água oceânica quanto em sedimentos de ecossistemas continentais e estuarinos (Morel *et al.*, 1998; Schneider *et al.*, 2013; UNEP, 2018).

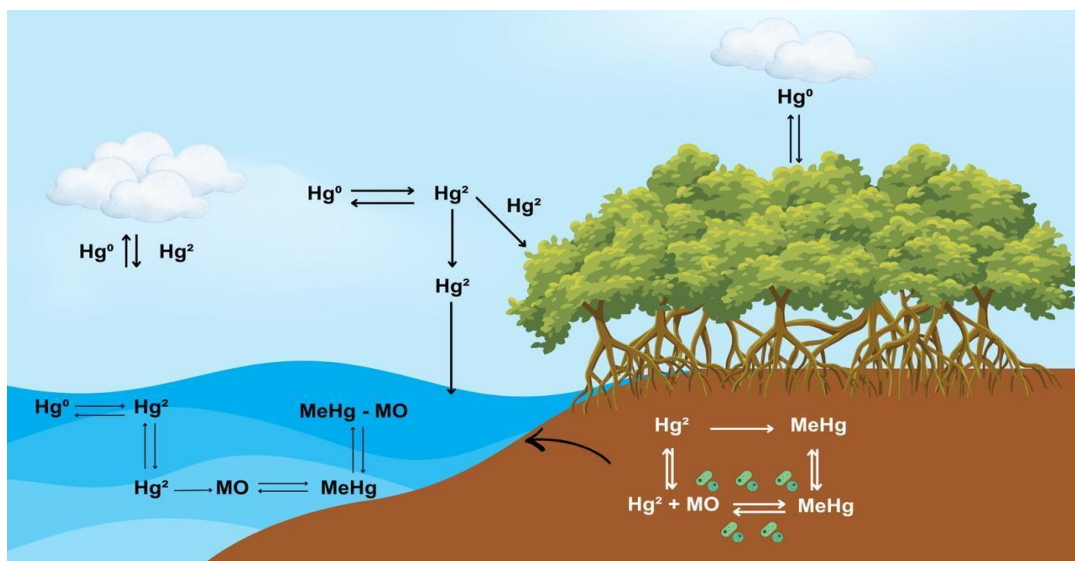
As fontes de Hg são diversificadas, compreendendo origens naturais e antropogênicas, onde processos como vulcanismo, atividades geotérmicas e intemperismo de rochas contribuem com aproximadamente 10% do total. Em contrapartida, atividades humanas incluindo operações industriais como queima de combustíveis fósseis, fabricação de cimento, metalurgia, mineração e produção de equipamentos eletroeletrônicos, respondem por cerca de 30% das emissões. Estas podem ser categorizadas em não intencionais, quando o Hg é liberado como subproduto, e intencionais, envolvendo seu uso deliberado em aplicações odontológicas, farmacêuticas, na mineração artesanal de ouro e na manufatura de instrumentos. Contudo, o fluxo predominante correspondente a aproximadamente 60% do Hg total no ambiente, em que é atribuído aos processos de reemissão e remobilização a partir de compartimentos como sedimentos aquáticos e biomassa vegetal, os quais reintroduzem o elemento previamente acumulado no ciclo biogeoquímico (UNEP, 2018).

Nos manguezais, a dinâmica do Hg é influenciada por fatores biogeoquímicos específicos. Ciclos de marés e alagamentos promovem a liberação do elemento a partir de detritos vegetais mediante decomposição anaeróbia (St. Louis *et al.*, 1994; Liu, 2007). O sedimento é reconhecido como um dos principais compartimentos de armazenamento de Hg em manguezais, simultaneamente atuando como uma fonte significativa deste metal para o ecossistema, uma vez que contém elevadas concentrações da substância (Paterson *et al.*, 1998). Considerando que os manguezais representam um dos mais relevantes ecossistemas de zonas

úmidos localizados na interface terra-mar, eles podem funcionar como uma fonte importante de Hg para as águas costeiras adjacentes (Bergamaschi *et al.*, 2012).

A transferência de Hg entre os sedimentos do manguezal e a coluna de água, induzida pela atividade de marés, constitui um processo particularmente relevante (Figura 9). O Hg liberado para a água pode ser redepositado no sedimento ou absorvido pela biota vegetal, onde uma pequena fração do Hg^0 volátil emitido pela folhagem é derivada do Hg previamente metabolizado e retido nos tecidos foliares internos (Yuan *et al.*, 2018b). O Hg é subsequentemente reciclado após sofrer redução, não representando simplesmente um refluxo do Hg^0 depositado recentemente na superfície foliar (Yuan *et al.*, 2018b). A fração remanescente do Hg liberado é capaz de ser transportada para camadas superiores da atmosfera, onde passa a integrar o ciclo biogeoquímico global, impulsionado em parte pela circulação atmosférica (LIU, 2008).

Figura 9 - Ciclo biogeoquímico do Hg em manguezais



Fonte: Elaborado pela autora

O Hg e seus compostos, notadamente o metilmercúrio (MeHg), exibem elevado potencial de bioacumulação, resultante da atividade microbiana que converte o mercúrio inorgânico em metilmercúrio, uma de suas formas mais tóxicas (Hall *et al.*, 2008; Ding *et al.*, 2009). Nos tecidos vegetais dos manguezais, as raízes possuem capacidade de absorver o Hg da fase aquosa (Walsh *et al.*, 1979), porém a translocação para outros órgãos varia entre espécies devido a diferenças fisiológicas. A concentração foliar de Hg é influenciada pelo nível de poluição atmosférica, uma vez que a absorção pode ocorrer diretamente do ar (Schroeder; Munthe, 1998). De forma intracelular, o Hg tende a se ligar a grupos tiol ($-\text{SH}$) de aminoácidos,

metalotioneínas, glutatona ou fitoquelatinas, além de que concentrações excessivas de Hg no solo podem induzir sintomas de toxidez, como perda de turgor, epinastia, abscisão foliar, clorose e escurecimento de tecidos (Walsh *et al.*, 1979). A substituição de íons metálicos no aparato fotossintético pelo Hg resulta na redução da taxa fotossintética (Huang e Wang, 2010). Adicionalmente, a casca atua como um reservatório significativo de Hg, através de deposição atmosférica, absorção superficial e ligação a grupos tiol e taninos em sua estrutura (Serbula *et al.*, 2012; Chiarantini *et al.*, 2016; Chiarantini *et al.*, 2017).

4.4 Fenologia e dinâmica de contaminantes

A fenologia, definida como o estudo dos eventos cíclicos e recorrentes do desenvolvimento vegetal, constitui um atributo fundamental que influencia a adaptação das plantas a ambientes sujeitos a variações sazonais, assegurando sua permanência no ecossistema (Orshan, 1989; Castro; Montserrat, 1998; Nadia *et al.*, 2012). Tais eventos, denominados fenofases, quando distribuídos ao longo do ano formam o padrão fenológico da espécie, o qual é condicionado pela morfologia, fisiologia e, de modo mais amplo, pelo contexto genético e epigenético inerente a cada organismo (Rathcke; Lacey, 1985).

Neste contexto de adaptação, evidências demonstram que as plantas são capazes de modular seus estágios de desenvolvimento fenológico (fenótipo) em resposta a condições ambientais adversas, como o estresse hídrico ou salino (Price *et al.*, 2003; Ernande; Dieckmann, 2004; Munns, 2005). Entretanto, estudos anteriores sobre a sensibilidade, o acúmulo e a partição de metais em plantas raramente incorporaram a influência das variações nos estágios fenológicos de crescimento. Por outro lado, há uma vasta literatura referente a plantas não pertencentes a manguezais, com foco em processos fisiológicos (Romero *et al.*, 2002; Assunção *et al.*, 2003; Metwally *et al.*, 2005; Dechamps *et al.*, 2007; Anjum *et al.*, 2008, b, 2011, 2012). A maioria desses estudos, no entanto, limita-se a analisar um único estágio de desenvolvimento – frequentemente plantas jovens em fase vegetativa –, em experimentos de curta duração realizados sob condições controladas como sistemas hidropônicos ou em estufa (Anjum *et al.*, 2013).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Amostragens no litoral nordestino brasileiro

No litoral cearense, foram feitas duas campanhas. A primeira campanha foi realizada no dia 29 de janeiro de 2025 no estuário do Rio Jaguaribe, no município de Fortim, Ceará, próximo a Associação Quilombola do Cumbe (Figura 10). Foram coletadas amostras de folhas em 12 árvores no total, sendo 4 árvores para cada uma das três espécies (*A. germinans*, *R. mangle* e *L. racemosa*) que foram separadas de acordo com o estágio foliar: broto, jovem, madura e senescente (Figura 11), sendo acondicionadas em sacos plásticos e congeladas até o momento da análise.

Figura 10 - Área de coleta no estuário do Rio Jaguaribe, Fortim, Ceará.



Fonte: Luiz Drude de Lacerda (2025)

Figura 11 - Estágio foliar coletado da espécie *R. mangle* no estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Lara Freitas Soares (2025)

A segunda campanha foi realizada no dia 13 de abril de 2025, na praia de Requenguela, no município de Icapuí, Ceará, na Estação Ambiental Mangue Pequeno (Figura 12). Foram coletadas em 12 árvores no total, sendo 4 árvores para cada uma das três espécies (*A. schaueriana*, *R. mangle* e *L. racemosa*) amostras de folhas que também foram separadas de acordo com o estágio foliar e acondicionadas em sacos plásticos e congeladas até o momento da análise.

Figura 12 - Área de coleta no manguezal da Estação Ambiental Mangue Pequeno.



Fonte: Gisely Holanda dos Santos (2025)

A terceira campanha de coleta foi realizada em 13 de maio de 2025 na região do Delta do Parnaíba no Maranhão, nas proximidades da RESEX do Delta (Figura 13). Foram amostradas 20 árvores no total, sendo 8 árvores amostras da espécie *R. mangle* e 4 árvores para cada uma das demais espécies (*A. schaueriana*, *A. germinans* e *L. racemosa*), com coleta de folhas classificadas por estágio fenológico. Todas as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e congeladas até o momento da análise.

Figura 13 - Área de coleta no manguezal do Delta do Parnaíba.



Fonte: Stephane Mounier (2025)

5.2 Tratamento das amostras

As folhas foram inicialmente lavadas com água destilada corrente para remoção de resíduos superficiais. Em seguida, procedeu-se à biometria com medição de comprimento e largura e divisão das amostras em duas subamostras, seguindo o comprimento foliar utilizando um paquímetro digital (FORTGPRO-FG8331). Cada subamostra foi então pesada para obtenção da massa úmida e submetida à secagem em estufa a 60°C por 24 horas. Após o período de secagem, registrou-se a massa seca e as amostras foram armazenadas até o processo de homogeneização.

Para homogeneização, foi utilizado um moinho (POLYMIX PX-MFC 90 D, Kinematica) com malha de 1 mm, realizando-se limpeza criteriosa (lavagem e secagem) do equipamento entre cada amostra (Figura 14). As amostras homogeneizadas foram armazenadas em frascos de vidro, com vedação adicional por parafilm entre a tampa e o frasco, sendo cada recipiente devidamente identificado com etiqueta.

Figura 14 - Utilização do moinho para homogeneização das amostras.



Fonte: Gisely Holanda dos Santos (2025)

5.3 Determinação de concentração do Hg

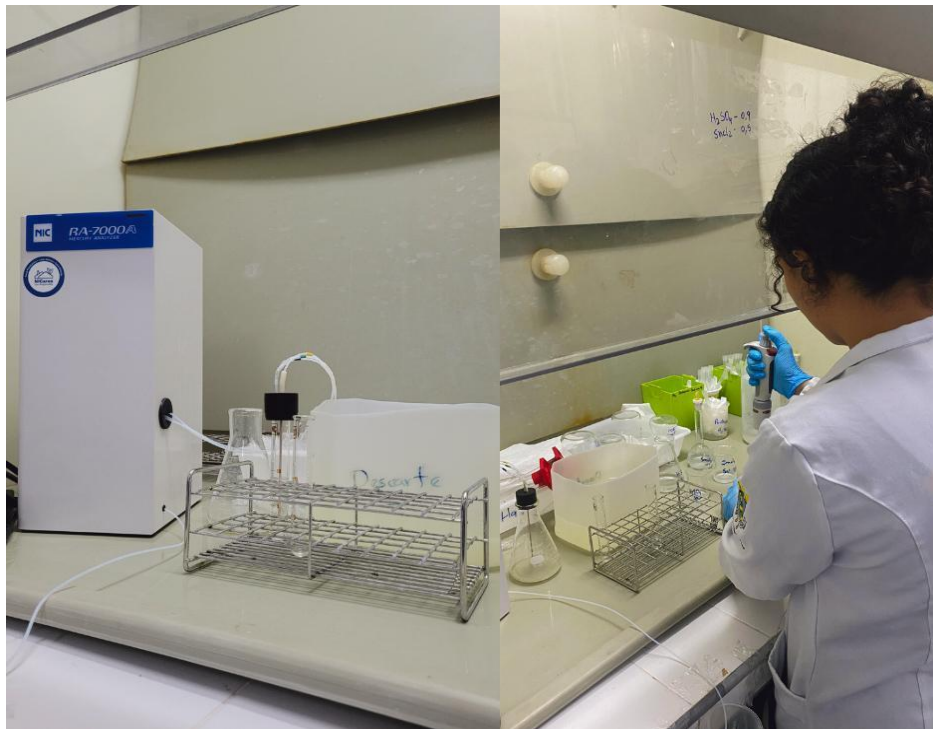
A metodologia utilizada para a quantificação do Hg nas amostras biológicas seguiu a adaptação do método proposto por Bezerra *et al.* (2012), empregando a configuração do forno digestor (MARS XPRESS, CEM Corporation) recomendada pelo fabricante para esse tipo de amostra.

As amostras foram pesadas em duplicata, utilizando aproximadamente 0,5 g de peso seco em tubos de teflon. Em seguida, adicionou-se 10 mL de ácido nítrico concentrado (HNO_3 65%) para uma pré-digestão de 1 hora. Após essa etapa, a digestão foi conduzida em forno digestor de microondas (MARS XPRESS, CEM Corporation), operando a 1600 W e 200°C por 25 minutos. Posteriormente, adicionou-se 1 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) que ajudará a completar o processo de digestão, quebrando a matéria orgânica restante e posteriormente liberando o Hg para sua detecção.

Os extratos resultantes foram transferidos para balões volumétricos de 100 mL, que foram então aferidos com água destilada. Para garantir a ausência de contaminação, todos os materiais utilizados foram previamente lavados em banho de detergente neutro (Extran 10%) por 24 horas, seguido de imersão em ácido clorídrico (HCl 10%) por igual período.

A quantificação de Hg nas amostras foi realizada em Espectrofotômetro de Absorção Atômica com geração de Vapor Frio (CV-AAS, modelo NIC RA-7000, NIPPON®) (Figura 15). Para calibração do equipamento, utilizou-se solução padrão (MERCK) contendo 1000 $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ de Hg. A partir dessa solução padrão foi construída uma curva de calibração a partir das quais as concentrações de Hg presente nas amostras de folhas eram calculadas, a massa de Hg das curvas de calibração variou de 0 a 5 ng e o coeficiente de linearidade (R^2) médio obtido foi de 0,9998.

Figura 15 - Espectrometria de Absorção Atômica com Geração de Vapor Frio para determinação das concentrações de Hg.



Fonte: Gisely Holanda dos Santos (2025)

O Limite de Detecção (LD) é definido como a menor massa de analito possível de ser quantificada e estatisticamente diferente do branco do método a um nível de confiança de 99%. O valor calculado para LD é três vezes o desvio padrão de sete brancos do método multiplicado pelo fator específico determinado pela distribuição t de *Student*. (USEPA, 2000). Os valores de LD em concentração variaram de 0,001 a 0,07 ng/ml, com média de $0,03 \pm 0,04$ ng/ml e em massa de 0,01 a 0,35 com média de $0,15 \pm 0,18$ ng.

A validação da metodologia utilizada foi realizada pela análise em duplicata do material certificado de referência (MCR) juntamente com as amostras biológicas em cada dia de análise. O MCR utilizado foram folhas de maçã (NIST 1515) contendo 43,2 ng/g de Hg total.

A porcentagem de recuperação médio obtido para o MCR foi de $111,2\% \pm 12,2\%$, as médias dos valores de concentração obtidos foram de $31,7 \pm 1,10$.

5.4 Tratamento de dados estatísticos

A preparação inicial dos dados foi realizada no Microsoft Excel®, versão integrante do pacote Microsoft Office®, para pré-tratamento de conjuntos de dados. Em seguida, as análises estatísticas foram executadas no RStudio (versão 4.3.1; RStudio, Inc., 2009–2024), amplamente reconhecido por sua eficiência em procedimentos estatísticos avançados e reprodutibilidade de análises.

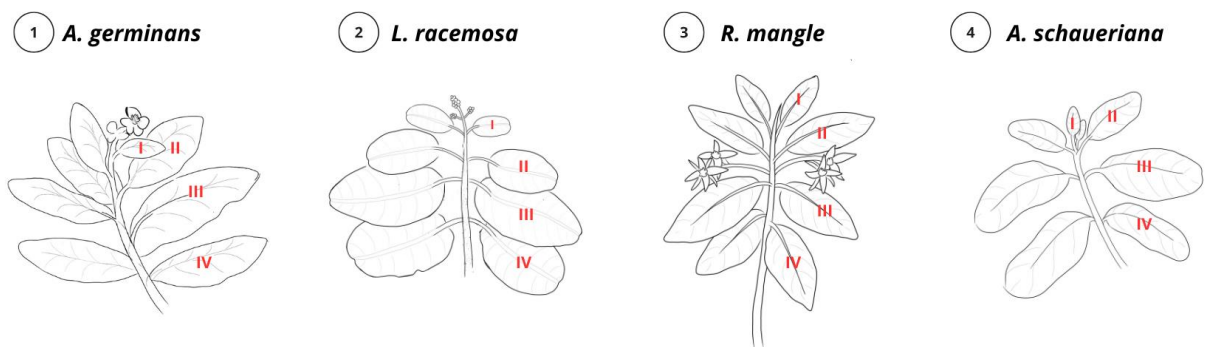
Posteriormente, a normalidade da distribuição dos dados foi avaliada por meio do teste de Shapiro-Wilk, um método estatístico para verificar a aderência de um conjunto de dados a uma distribuição normal. Com os dados que não apresentaram distribuição normal (onde $p < 0.05$), foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis para verificar a existência de diferenças significativas entre as feno fases das espécies estudadas. Em seguida, se o valor for ($p < 0.05$), confirma-se a existência de diferenças significativas na concentração de Hg entre pelo menos um par de espécies. Para identificar quais pares de espécies diferem entre si, foi aplicado o teste de Wilcoxon como análise post-hoc, com correções de Holm para comparações múltiplas.

6 RESULTADOS

6.1 Caracterização da biometria foliar

Foram coletadas 1472 folhas nas quatro feno fases (I - broto, II - jovem, III - madura e IV - senescente) de 44 árvores no total, a classificação das feno fases foi realizada com base na fisiologia foliar, o que permitiu uma estratificação da amostragem (Figura 16). O comprimento foliar médio (em mm) variou significativamente entre as espécies, as áreas de estudo e as feno fases (Tabela 1).

Figura 16 - Mapa de amostragem das folhas de quatro espécies de mangue.



Fonte: Elaborado pela autora

Observou-se um aumento progressivo no comprimento foliar das feno fases I para III em todas as espécies e áreas, validando o critério de classificação pela fisiologia vegetal de crescimento foliar (Figura 16). A espécie que apresentou o maior comprimento foliar médio foi *R. mangle* no Delta do Parnaíba, atingindo 142 ± 13 mm na feno fase III. Em contraste, a menor média foi observada em *L. racemosa* no Estuário do Rio Jaguaribe, com 29 ± 9 mm na feno fase I. Em *R. mangle* e *A. germinans* no Estuário do Rio Jaguaribe, o comprimento foliar médio na fenofase IV foi inferior ao da feno fase III, como demonstrado na Tabela 1.

Tabela 1 - Comprimento foliar médio (mm) por espécie, área e estágio fenológico (I a IV). Valores representam média \pm desvio padrão (n amostral).

Local / Espécie	I – Broto	II - Jovem	III - Madura	IV - Senescente
Estuário do Rio Jaguaribe				
<i>Laguncularia racemosa</i>	29 \pm 9 (53)	59 \pm 11 (52)	87 \pm 10 (18)	94 \pm 13 (27)
<i>Rhizophora mangle</i>	62 \pm 14 (52)	87 \pm 19 (28)	120 \pm 19 (18)	113 \pm 27 (41)
<i>Avicennia germinans</i>	60 \pm 20 (35)	91 \pm 14 (16)	127 \pm 19 (16)	113 \pm 27 (24)
Estação Ambiental Mangue Pequeno				
<i>Laguncularia racemosa</i>	39 \pm 10 (80)	58 \pm 11 (29)	84 \pm 10 (28)	82 \pm 15 (18)
<i>Rhizophora mangle</i>	64 \pm 16 (46)	82 \pm 26 (36)	135 \pm 17 (40)	76 \pm 16 (17)
<i>Avicennia schaueriana</i>	60 \pm 15 (48)	84 \pm 12 (24)	87 \pm 17 (20)	76 \pm 16 (24)
Delta do Parnaíba				
<i>Laguncularia racemosa</i>	56 \pm 11 (64)	77 \pm 14 (70)	93 \pm 16 (56)	84 \pm 21 (13)
<i>Rhizophora mangle</i>	90 \pm 31 (68)	131 \pm 18 (47)	142 \pm 13 (39)	134 \pm 18 (31)
<i>Avicennia germinans</i>	71 \pm 27 (52)	116 \pm 28 (46)	143 \pm 20 (23)	128 \pm 32 (12)
<i>Avicennia schaueriana</i>	76 \pm 31 (57)	109 \pm 23 (41)	118 \pm 16 (36)	105 \pm 19 (27)

Fonte: Elaborado pela autora.

6.2 Concentração de Hg nas espécies e áreas

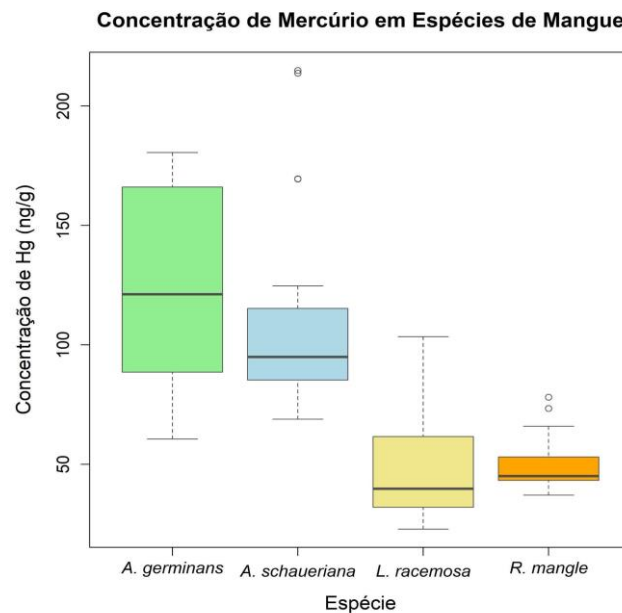
A análise quantitativa de Hg nas folhas revelou diferenças significativas na bioacumulação entre as espécies (Teste Shapiro-Wilk; $p < 0,05$) e as áreas de estudo (Teste Shapiro-Wilk; $p < 0,05$) (Figura 17, 18, 19). As concentrações variaram entre 20 e 165 ng/g no conjunto amostral. Em todas as áreas avaliadas, as espécies do gênero *Avicennia* (*A. germinans* e *A. schaueriana*) apresentaram as maiores concentrações do metal. No Delta do Parnaíba, *A. germinans* registrou a maior concentração mediana (120 ng/g), sendo estatisticamente superior às demais espécies (Teste Shapiro-Wilk; $p < 0,05$). Em contraste, *R. mangle* e *L. racemosa* apresentaram teores consistentemente inferiores, com medianas que variaram de 23 ng/g (*R. mangle* em Jaguaribe) a 45 ng/g (*R. mangle* no Delta do Parnaíba).

Ao relacionar os teores de Hg total com as diferentes espécies, foram identificados pontos extremos, chamados de *outliers*, nos dados. Nas amostras que apresentaram distribuição não normal, não foi observada correlação significativa, independentemente da inclusão ou exclusão desses valores atípicos nas três áreas de estudo.

O Delta do Parnaíba registrou as maiores concentrações foliares de Hg, com

medianas superiores a 95 ng/g nas espécies do gênero *Avicennia*, a área também se destacou pelo maior tamanho amostral ($n = 475$), o que confere maior robustez estatística aos seus resultados (Figura 17). Em seguida, o Estuário do Rio Jaguaribe e a Estação Ambiental Mangue Pequeno apresentaram concentrações menores, embora mantivessem o padrão de bioacumulação predominante em *Avicennia*.

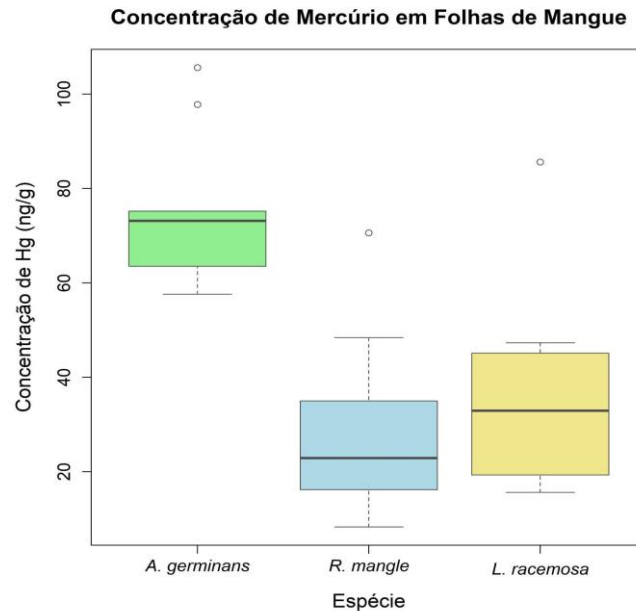
Figura 17 - Distribuição da concentração de Hg (ng g^{-1} peso seco) nas folhas das espécies de mangue no Delta do Parnaíba.



Fonte: Elaborado pela autora

No Estuário do Rio Jaguaribe, *A. germinans* foi a espécie com a maior bioacumulação de Hg, exibindo uma mediana de aproximadamente 70 ng/g. *R. mangle* e *L. racemosa*, por sua vez, apresentaram as menores concentrações, com medianas de 23 ng/g e 33 ng/g, respectivamente (Figura 18).

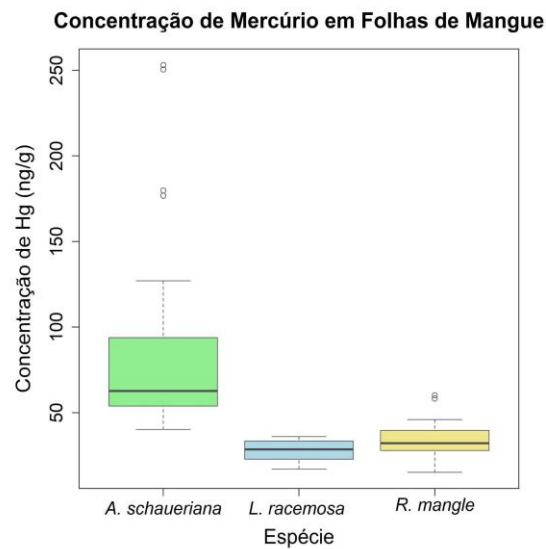
Figura 18 - Distribuição da concentração de Hg(ng g^{-1} peso seco) nas folhas de três espécies de mangue no Estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Elaborado pela autora

Na Estação Ambiental Mangue Pequeno, *A. schaueriana* apresentou a maior bioacumulação de Hg, com mediana de 65 ng/g . As espécies *R. mangle* e *L. racemosa* mantiveram o padrão de baixa concentração, com medianas de 35 ng/g e 28 ng/g , respectivamente (Figura 19).

Figura 19 - Distribuição da concentração de Hg (ng g^{-1} peso seco) nas folhas de três espécies de mangue na Estação Ambiental Mangue Pequeno.



Fonte: Elaborado pela autora

6.3 Distribuição de Hg nos estágios fenológicos foliares

A análise da distribuição de Hg em função do estágio fenológico foliar revelou um padrão de acúmulo dependente da idade foliar pelos testes de Kruskal-Wallis, que varia entre as espécies e as áreas de estudo. As espécies *R. mangle* e *L. racemosa* apresentaram o padrão mais consistente de aumento de Hg com o avanço dos estágios fenológicos das folhas.

Em todas as áreas de coleta, a feno fase IV registrou as maiores concentrações de Hg na espécie *R. mangle* (RHI). No Estuário do Rio Jaguaribe, a mediana na feno fase IV (64 ng/g) foi mais que o dobro da feno fase I (31 ng/g) (Figura 20). No Delta do Parnaíba, a mediana na feno fase IV (61 ng/g) foi significativamente maior ($p < 0.05$) que a feno fase I (43 ng/g) (Figura 21). Em Icapuí na Estação Ambiental Mangue Pequeno, a feno fase IV (39 ng/g) também superou a feno fase I (28 ng/g) (Figura 22). Em todos os casos, a feno fase III (madura) demonstrou concentrações intermediárias, estabelecendo uma clara tendência de acúmulo progressivo ($I < II < III < IV$).

Figura 20 - Distribuição da concentração de Hg na espécie *R. mangle* nos quatro estágios fenológicos foliares no Estuário do Rio Jaguaribe.

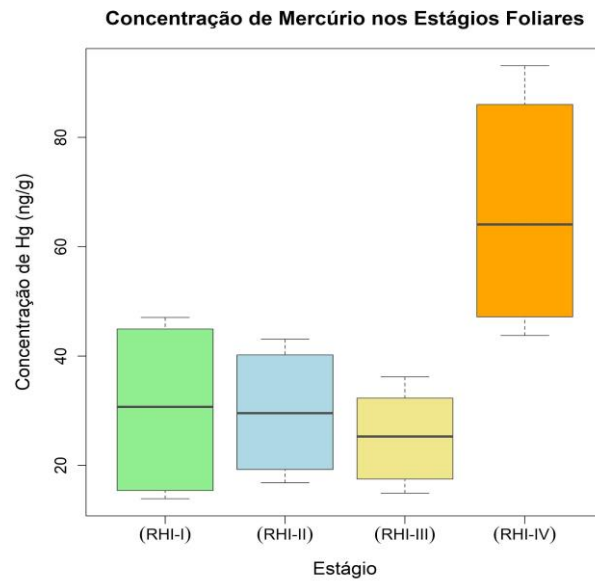


Figura 21 - Distribuição da concentração de Hg na espécie *R. mangle* nos quatro estágios fenológicos foliares no Delta do Parnaíba.

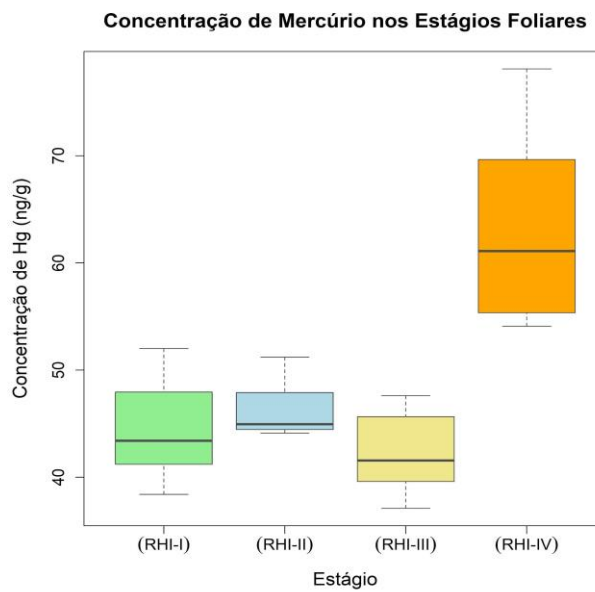
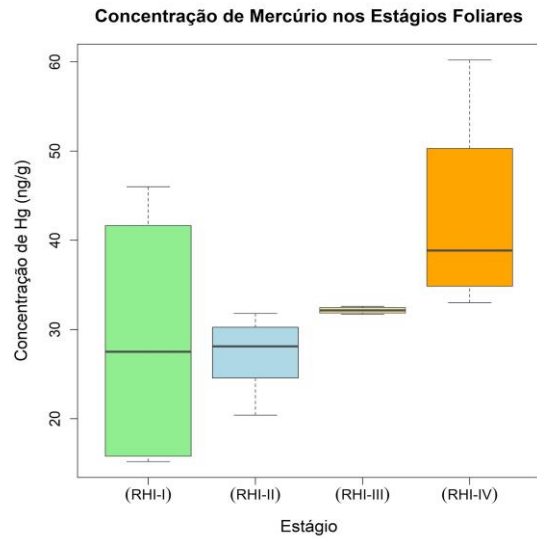


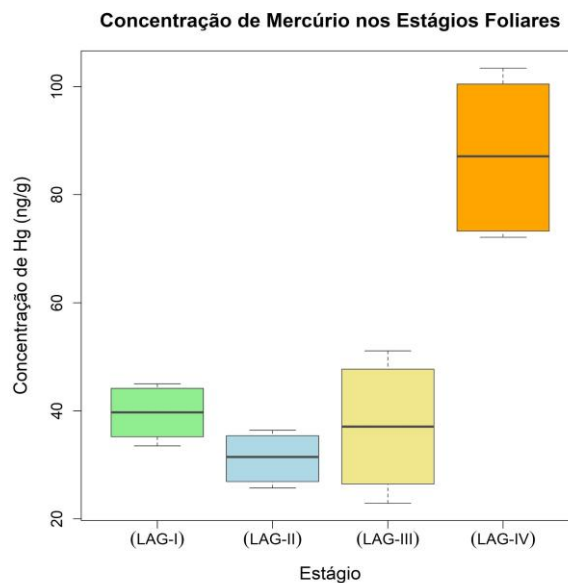
Figura 22 - Distribuição da concentração de Hg na espécie *R. mangle* nos quatro estágios fenológicos foliares na Estação Ambiental Mangue Pequeno.



Fonte: Elaborado pela autora

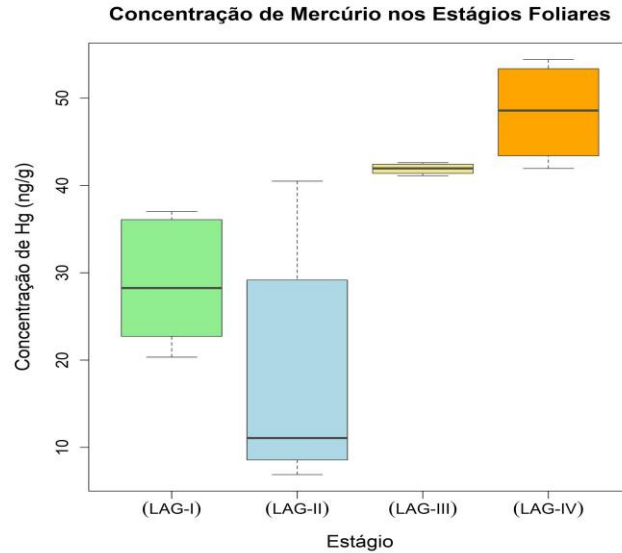
A espécie *L. racemosa* (LAG) seguiu o mesmo padrão em duas das três áreas. No Delta do Parnaíba, a feno fase IV (88 ng/g) foi mais que o dobro da feno fase I (40 ng/g) (Figura 23). No Estuário do Rio Jaguaribe, a feno fase IV (48 ng/g) foi significativamente maior que a feno fase I (28 ng/g) (Figura 24). A única exceção foi em Icapuí, na Estação Ambiental Mangue Pequeno, onde as concentrações se mantiveram estáveis entre as feno fases (feno fase I: 31 ng/g vs. feno fase IV: 32 ng/g) (Figura 25).

Figura 23 - Distribuição da concentração de Hg na espécie *L. racemosa* nos quatro estágios fenológicos foliares no Delta do Parnaíba.



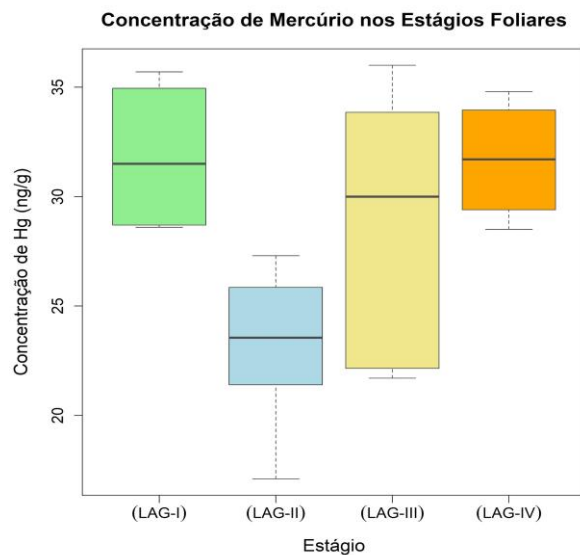
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 24 - Distribuição da concentração de Hg na espécie *L. racemosa* nos quatro estágios fenológicos foliares no Estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Elaborado pela autora

Figura 25 - Distribuição da concentração de Hg na espécie *L. racemosa* nos quatro estágios fenológicos foliares na Estação Ambiental Mangue Pequeno.

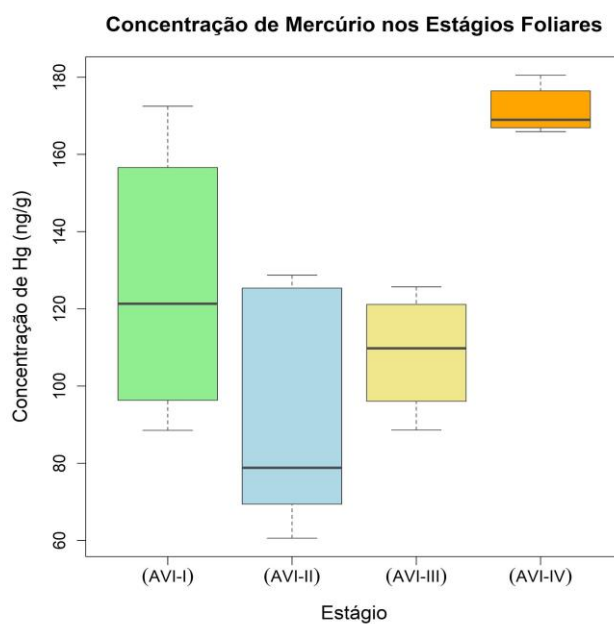


Fonte: Elaborado pela autora

As espécies do gênero *Avicennia* (AVI) demonstraram um padrão mais complexo e variável, *A. germinans* no Delta do Parnaíba apresentou o maior acúmulo absoluto na feno fase IV, com mediana de aproximadamente 170 ng/g, sendo significativamente maior que a feno fase I (120 ng/g), sendo o maior valor de Hg encontrado em todo o estudo (Figura 26). Em

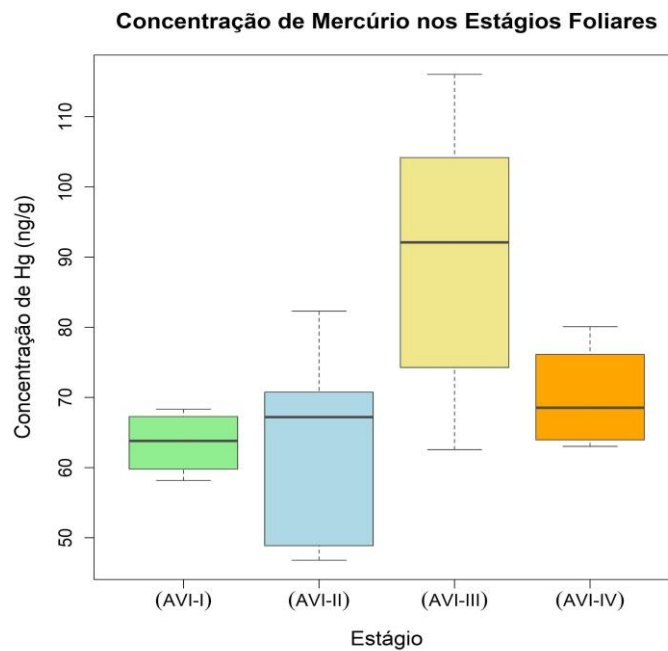
contraste, no Estuário do Rio Jaguaribe, as concentrações se mantiveram estáveis entre as fenofases (fenofase I 63 ng/g vs. Fenofase IV 68 ng/g), com a fenofase III (92 ng/g) apresentando a maior mediana (Figura 27).

Figura 26 - Distribuição da concentração de Hg na espécie *A. germinans* nos quatro estágios fenológicos foliares no Delta do Parnaíba.



Fonte: Elaborado pela autora

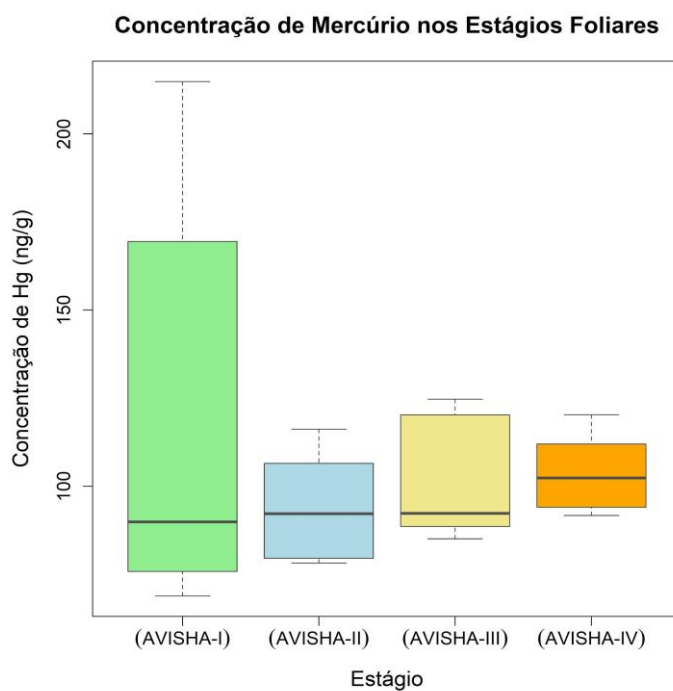
Figura 27 - Distribuição da concentração de Hg na espécie *A. germinans* nos quatro estágios fenológicos foliares no Estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Elaborado pela autora

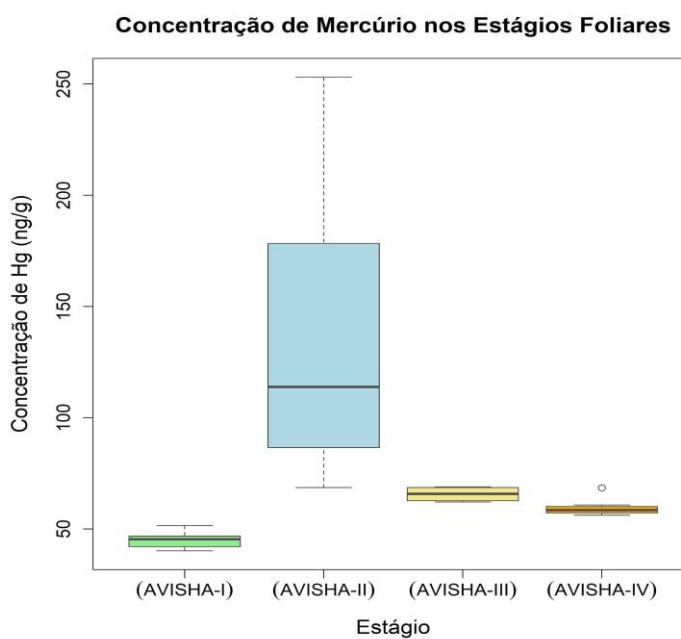
A. schaueriana apresentou os padrões mais atípicos. No Delta do Parnaíba, as concentrações foram estáveis entre as feno fases (feno fase I: 88 ng/g vs. feno fase IV: 90 ng/g) (Figura 28). Na Estação Ambiental Mangue Pequeno, a feno fase II apresentou a maior mediana (115 ng/g), sendo significativamente maior que as demais feno fases (I, III e IV), que se mantiveram abaixo de 60 ng/g (Figura 29). O pico precoce na fenofase II em *A. schaueriana* é um resultado notável que se desvia do padrão de acúmulo progressivo.

Figura 28 - Distribuição da concentração de Hg na espécie *A. schaueriana* nos quatro estágios fenológicos foliares no Delta do Parnaíba.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 29 - Distribuição da concentração de Hg na espécie *A. schaueriana* nos quatro estágios fenológicos foliares na Estação Ambiental Mangue Pequeno.



Fonte: Elaborado pela autora

7 DISCUSSÃO

7.1 Influência de fatores bióticos e abióticos na biometria foliar

O primeiro tópico dos resultados (6.1) detalhou a biometria foliar das espécies estudadas, fornecendo dados sobre o comprimento foliar. No entanto, é importante reconhecer que a integridade morfológica das amostras coletadas foi influenciada por fatores bióticos e abióticos, o que introduz uma fonte de variabilidade e uma limitação metodológica a ser discutida.

A herbivoria é um processo ecológico natural e significativo em manguezais e a perda de tecido foliar devido à herbivoria afeta diretamente a área foliar total (Maldonado-López, 2019), o que pode ter impactado a precisão da biometria foliar em algumas amostras (Figura 30). Embora as folhas com danos por herbivoria representem uma subestimação da área foliar potencial (Figura 30), porém, sua exclusão total da amostragem poderia introduzir um viés de seleção. A presença de herbivoria também é um indicador da saúde do ecossistema (Maldonado-López, 2019), mas metodologicamente, representa uma perda de massa foliar que pode ter alterado a concentração de Hg por unidade de massa seca (ng/g) subestimando as concentrações reportadas, embora o efeito seja considerado secundário ao acúmulo fisiológico.

Os fatores abióticos, como o estresse mecânico e o estresse salino, são as forças que moldam a morfologia e a integridade das folhas. O ambiente costeiro é caracterizado por ventos fortes e pela ação das marés, resultando em um estresse mecânico induzido pelo vento e pela fricção de partículas que leva à laceração, abrasão e fragmentação das margens foliares (Kozłowski, 1997) (Figura 30). Este dano físico resulta em uma redução da área foliar mensurável, onde a inclusão de folhas com tais danos no cálculo da biometria foliar reflete a área foliar remanescente e não a área foliar máxima que a planta poderia ter desenvolvido.

Figura 30 - Colagem de fotos das quatro feno fases foliares das espécies de mangue amostradas no estudo na classificação biométrica e avaliação da saúde foliar. As imagens ilustram as condições de integridade e conservação das folhas no momento da coleta.



Fonte: Elaborado pela autora.

O estresse salino osmótico e iônico é o fator abiótico dominante e para mitigar o estresse, as espécies de mangue mostram plasticidade fenotípica, manifestada na redução da expansão celular, resultando em folhas com menor área caracterizando a nanofilia e, frequentemente, maior espessura (Kozlowski, 1997). A variabilidade observada na biometria entre as áreas pode em parte ser atribuída a diferenças no regime de salinidade, onde áreas com maior estresse salino podem apresentar folhas com menor área foliar média, independentemente da idade.

O reconhecimento desses fatores estabelece que a morfologia foliar (biometria) é um bioindicador integrado das condições ambientais. A biometria foliar apresentada no Tópico 6.1 deve ser interpretada como a área foliar funcional no momento da coleta, e não como um parâmetro estático.

7.2 Estratégias fisiológicas e o acúmulo de Hg: *Avicennia* vs. *Rhizophora* e *Laguncularia*

O padrão de acúmulo de Hg nas folhas, onde o gênero *Avicennia* apresentou concentrações significativamente superiores às de *R. mangle* e *L. racemosa*, infere que as espécies do gênero *Avicennia* que são excretoras de sais acumulam significativamente mais Hg nas folhas do que *Rhizophora* e *Laguncularia* que são filtradoras e/ou tolerantes à alta

salinidade, sugerindo uma correlação entre a estratégia de osmoregulação e a absorção/translocação de metais. Dessa forma, se estabelece a estratégia fisiológica de manejo de sal como o principal filtro ecotoxicológico que rege a translocação foliar de Hg. A diferença de acúmulo não é apenas uma correlação, mas sim uma manifestação da arquitetura celular e vascular que cada gênero utiliza para sobreviver em ambientes hipersalinos.

As espécies de *Avicennia* são classificadas como secretoras de sais, utilizando glândulas foliares para eliminar o excesso de íons (MacFalane; Koller; Blomberg, 2007). Este mecanismo, vital para a osmoregulação, facilita a translocação de complexos de Hg para a folha. O Hg não é transportado de forma iônica simples, mas sim complexado com ligantes orgânicos como tióis e cisteína em que estes complexos mimetizam ou utilizam os canais de transporte e transportadores de aminoácidos que são altamente ativos devido ao intenso fluxo de água e solutos necessário para a secreção de sais (Analuddin *et al.*, 2017). A alta taxa de translocação em *Avicennia* é uma evidência de que a estratégia de secreção de sal é menos eficiente em remover metais pesados em comparação com a estratégia de exclusão radicular (Maldonado-Román *et al.*, 2016). Em contraste, para o Hg, mesmo em tratamentos com altas concentrações no sedimento, o metal não foi detectado na secreção das glândulas de *A. marina*, permanecendo abaixo do limite de detecção do equipamento (Naidoo; Hiralal; Naidoo, 2014). O Hg, ao se ligar a ligantes como a cisteína, pode ser co-translocado através de transportadores de aminoácidos, aproveitando a via de nutrientes essenciais, mas não é excretado ativamente pelas glândulas foliares (Naidoo; Hiralal; Naidoo, 2014). Dessa forma, a alta taxa de translocação resulta em concentrações foliares elevadas, como a mediana de 120 ng/g observada em *A. germinans* no Delta do Parnaíba.

O acúmulo em *Avicennia* é sustentado por uma ótima defesa celular. O Hg translocado é rapidamente compartimentalizado no vacúolo foliar, um processo facilitado pela quelação com fitoquelatinas e metalotioneínas (MacFalane; Pulkownik; Burchett, 2003; Fragoso *et al.*, 2018). A tolerância de *Avicennia* a altas concentrações de metais é atribuída à sua capacidade de manter a integridade da membrana celular e de regular a absorção de metais através da raiz, mesmo que a translocação para a folha seja alta (Duarte *et al.*, 2017). A eficiência desta translocação e compartimentalização em *Avicennia* sugere que o processo de acúmulo de metais é altamente regulado e não apenas passivo, sendo um reflexo da sua capacidade de manter a homeostase mesmo sob estresse salino e por metais (Lacerda *et al.*, 2024). A tolerância ao Hg está intrinsecamente ligada à capacidade de mitigar o estresse oxidativo induzido pelo metal, sugerindo que *Avicennia* possui um sistema enzimático mais

ativo e eficiente. A diferença de acúmulo entre os gêneros, portanto, reflete uma diferença na capacidade intrínseca de detoxificação e homeostase de metais.

Em contraste, *R. mangle* e *L. racemosa* operam sob o princípio da exclusão radicular, essa barreira altamente eficiente na restrição da entrada de íons de sódio, atua como um filtro inespecífico que limita a absorção de complexos de Hg na interface raiz-sedimento. Estudos em *Rhizophora* spp. mostram concentrações de Hg nas raízes significativamente baixas, com um gradiente decrescente do exterior para o interior: a epiderme da raiz apresentou valores baixos com redução significativa no córtex e no xilema e as concentrações de Hg na casca foram ainda mais baixas (Wolswijk *et al.*, 2020). A baixa concentração foliar observada (medianas entre 23 ng/g e 45 ng/g) é a evidência de que a exclusão radicular é a estratégia primária de defesa ecotoxicológica destas espécies. Em *Rhizophora*, o acúmulo foliar de Hg aumenta progressivamente do estágio jovem para o senescente, sendo este acúmulo atribuído principalmente à absorção direta do Hg atmosférico, e não à translocação a partir das raízes (Wolswijk *et al.*, 2020). O Hg que consegue transpor essa barreira é mantido em níveis baixos, o que minimiza a necessidade de mecanismos de secreção ou de uma resposta antioxidante foliar intensa.

7.3 Dinâmica de translocação de Hg e a idade foliar

O acúmulo progressivo de Hg em *R. mangle* e *L. racemosa* da fase I para IV sugere que o acúmulo de Hg nas folhas de mangue aumenta progressivamente com o estágio fenológico (broto < jovem < madura < senescente), indicando que a senescência foliar pode ser a principal estratégia de desintoxicação e via de descarte do metal para o ecossistema e é um reflexo direto da dinâmica de translocação do metal no sistema vascular da planta.

O Hg após ser absorvido pela raiz é transportado para a parte aérea primariamente via xilema (Marschner, 2012). O fluxo contínuo de água e solutos pelo xilema, impulsionado pela evapotranspiração ao longo do tempo de vida da folha, resulta no aumento da concentração de Hg, sendo um processo passivo e contínuo, onde a translocação de metais pesados no xilema é influenciada pela sua complexação com ligantes orgânicos, como ácidos orgânicos e aminoácidos, que determinam a solubilidade e a mobilidade do metal no fluxo de massa (Branco, 2012). A translocação de Hg para a parte aérea é um processo que pode ser facilitado pela ligação do Hg a ligantes de baixo peso molecular, como a cisteína, que o mantém solúvel no xilema (Wolswijk *et al.*, 2020). O aumento progressivo de Hg na folha é a evidência de que o fluxo de entrada via xilema é constante e acumulativo.

A chave para o acúmulo na senescência reside na baixa mobilidade do Hg no floema (Amasino, 2001; Krämer, 2010; Himmelblau; Fragoso *et al.*, 2018; Wolswijk *et al.*, 2020). O floema é o sistema de transporte responsável pela retranslocação de nutrientes essenciais como o nitrogênio e fósforo das folhas senescentes para a planta. O Hg é classificado como um elemento de mobilidade limitada no floema, o que impede sua reexportação eficiente da folha (Krämer, 2010) fazendo com que essa característica faça com que o metal seja efetivamente compartimentalizado e sequestrado no tecido foliar, resultando na alta concentração observada na fase IV. A baixa mobilidade do Hg no floema é uma característica comum a metais que não são essenciais para a planta, garantindo que o metal seja sequestrado e não retorne ao metabolismo ativo (Fragoso *et al.*, 2018). A folha, ao se tornar senescente, atua como um repositório final para o Hg, que é então descartado no ecossistema via serrapilheira (MacFarlane; Koller; Blomberg, 2007).

O padrão fenológico encontrado é consistente com os dados de Ding *et al.* (2011), que observaram na maioria das espécies de mangue um aumento significativo de Hg das folhas jovens para as maduras sugerindo diferentes vias de metabolização e translocação para as formas de Hg, onde o Hg presente nas folhas deriva principalmente da absorção direta do ambiente ou de transformações prévias no sedimento (Ding *et al.*, 2011).

Além da barreira anatômica representada pela exoderme lignificada/suberizada das raízes de *R. mangle* que retarda a entrada de metais, a compartimentalização subcelular via complexação com moléculas como fitoquelatinas constitui um mecanismo bioquímico crucial para a tolerância a metais em manguezais (Hao *et al.*, 2014; Cobbett; Goldsbrough, 2002). As fitoquelatinas são peptídeos ricos em grupos tiol (-SH) que sequestram metais tóxicos no citosol e os transportam para vacúolos, limitando sua livre circulação e toxicidade (Inouhe, 2005; Hall, 2002). Embora o estudo de Kütter *et al.* (2024) tenha focado em outros metais, a detecção de picos cromatográficos associados a enxofre (S) em folhas de *R. mangle* evidencia a ativação de vias de detoxificação por complexação tiol-dependente sob estresse metálico (Navaza *et al.*, 2006; Mishra *et al.*, 2021). A capacidade de complexação pode contribuir para a imobilização de Hg em tecidos foliares, reduzindo sua redistribuição via floema e favorecendo seu acúmulo progressivo até a senescência.

A estabilidade de Hg observada nas amostras de *Avicennia* nas fases sugere que a estratégia de manejo do metal é mais complexa. A estabilidade pode ser explicada por: a) uma maior capacidade de sequestro celular que impede a entrada no floema; b) uma taxa de crescimento foliar que dilui o Hg, compensando o fluxo do xilema; ou c) um mecanismo de secreção ativa que remove o Hg da folha em taxas que acompanham o fluxo do xilema. O pico

precoce de Hg na feno fase II de *A. schaueriana* em Icapuí é um achado notável que pode indicar uma saturação rápida dos sítios de ligação do metal, seguida por uma regulação ou diluição nas feno fases subsequentes (Aerts, 1996).

7.4 Implicações ecotoxicológicas e o potencial para fitoestabilização e fitoextração

A fitoestabilização é uma estratégia que visa a imobilização do contaminante na rizosfera e nas raízes, impedindo sua translocação para a parte aérea e conseqüentemente sua entrada na cadeia alimentar (Krämer, 2010). As espécies filtradoras (*R. mangle* e *L. racemosa*) demonstraram concentrações foliares de Hg significativamente mais baixas, evidenciando um mecanismo eficiente de exclusão radicular e sequestro do metal na raiz. O padrão encontrado as classifica como candidatas ideais para a fitoestabilização de sedimentos contaminados por Hg. Ao manter o Hg imobilizado na raiz, essas espécies atuam como uma barreira biológica, reduzindo a biodisponibilidade e o risco ecotoxicológico. Por outro lado, a fitoextração visa a absorção e translocação do contaminante para a parte aérea, que é então colhida e descartada de forma segura (Pilon-Smits, 2005). O gênero *Avicennia* sendo secretora, demonstrou a maior capacidade de translocação de Hg para as folhas.

O padrão de acúmulo progressivo, culminando na feno fase IV - senescente, sugere que a serrapilheira é a principal via de desintoxicação da planta (MacFarlane; Koller; Blomberg, 2007). A remoção controlada das folhas senescentes pode ser considerada uma estratégia de fitoextração de baixo custo, removendo o Hg do ecossistema.

A alta concentração de Hg nas folhas senescentes, ou seja, na feno fase IV de todas as espécies, implica que a serrapilheira é uma fonte significativa de Hg para o sedimento superficial e para a cadeia alimentar detritívora (MacFarlane; Koller; Blomberg, 2007). A reintrodução do Hg no sedimento via serrapilheira pode aumentar a concentração de Hg na camada superficial, potencialmente elevando o risco de metilação e exposição para organismos bentônicos.

8 CONCLUSÃO

O presente estudo investigou a acumulação de Hg em folhas associando a fenologia das espécies de manguezal (*A. schaueriana*, *A. germinans*, *R. mangle* e *L. racemosa*) em três áreas do Nordeste brasileiro, fornecendo uma base sólida para a compreensão da dinâmica ecotoxicológica do metal neste ecossistema.

Foi demonstrado que a concentração de Hg nas folhas aumenta progressivamente com o estágio fenológico, acumulando na fase IV (senescente), onde este padrão é uma consequência direta do transporte unidirecional do Hg via xilema e de sua baixa mobilidade no floema, estabelecendo a senescência foliar como a principal via de desintoxicação da planta.

O gênero *Avicennia* (secretor) acumulou concentrações de Hg significativamente superior nas folhas de *R. mangle* e *L. racemosa* (exclusoras) e essa dicotomia estabelece a estratégia de manejo de sal como o principal filtro ecotoxicológico, onde a alta taxa de transpiração das espécies secretoras facilita a translocação de Hg complexado.

Os resultados evidenciam que as espécies de mangue desempenham papéis distintos e complementares na dinâmica do Hg, configurando-se como ferramentas estratégicas para a remediação de áreas impactadas. Enquanto *R. mangle* e *L. racemosa* destacam-se pelo potencial de fitoestabilização, atuando como barreiras biológicas que imobilizam o metal e reduzem sua biodisponibilidade, o gênero *Avicennia* demonstra uma capacidade de translocação foliar, favorecendo processos de fitoextração. A identificação do acúmulo progressivo de Hg que culmina na senescência foliar confirma que a serrapilheira constitui a principal via de desintoxicação vegetal e, simultaneamente, um ponto crítico de reintrodução do contaminante no sedimento superficial e na cadeia trófica detritívora.

O presente trabalho contribui para o conhecimento da ecotoxicologia de manguezais, sendo um dos primeiros a integrar a fenologia e a fisiologia no contexto da contaminação por Hg no Brasil. Para aprofundar a compreensão da dinâmica do Hg, os resultados indicam a urgência de: (a) realizar análises de fracionamento geoquímico do Hg nos sedimentos, para correlacionar as frações biodisponíveis com o acúmulo foliar; e (b) quantificar o fluxo de Hg na serrapilheira e sua taxa de decomposição, para estimar a real contribuição do descarte foliar para o ciclo biogeoquímico do metal no ecossistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHARYA, G. Life at the margins: The social, economic and ecological importance of mangroves. **Madera y Bosques**, México, vol. 8, n. 1, p. 53-60, 2002. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/617/61709803.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2025.

AERTS, R. Reabsorção de nutrientes em folhas senescentes de plantas perenes: existem padrões gerais?. **Journal of Ecology**. v. 84, p. 597-608, 1996. doi:10.2307/2261481. Disponível em: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=595416>. Acesso em: 19 dez. 2025.

ALLOWAY, B. J. **Metais pesados no solo: Metais-traço e metaloides em solos e sua biodisponibilidade**. Environmental Pollution Springer, 3 ed. 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-94-007-4470-7>. Acesso em: 4 dez. 2025.

ANALUDDIN, K. *et al.* Bioacumulação de metais pesados em ecossistemas de mangue na ecorregião do Triângulo de Coral, Sudeste de Sulawesi, Indonésia. **Boletim de Poluição Marinha**. v. 125, 1-2 ed., p. 472-480, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.065>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X17306604?via%3Dihub>. Acesso em: 10 nov. 2025.

ANDRADE JÚNIOR, A.S. *et al.* Classificação climática e regionalização do semi-árido do Estado do Piauí sob cenários pluviométricos distintos. **Revista de Ciência Agronômica**. Fortaleza, v.36, n.2, p.143-151, 2005. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/1953/195317396004.pdf>. Acesso em: 7 abr. 2025.

ANGELES, G.; LÓPEZ, J.P.; ORTEGA, F. E. Functional anatomy of secondary xylem of the roots of the mangrove *Laguncularia racemosa* L. Gaertn. (Combretaceae). **Trees**, v.16, p. 338-345, 2002. <https://doi.org/10.1007/s00468-002-0171-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00468-002-0171-9>. Acesso em: 15 nov. 2025.

ANJUM, N. A. *et al.* Adaptações metabólicas de *Eriophorum angustifolium* e *Lolium perenne* a anomalias induzidas por metais e metaloides nas proximidades de um complexo industrial químico. **Environ Sci Pollut Res**, v. 20, p. 568-581, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1062-2>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-012-1062-2>. Acesso em: 7 nov. 2025.

ANJUM, N. A. *et al.* O cádmio causa estresse oxidativo no feijão-mungo [*Vigna radiata* (L.) Wilczek] ao afetar os sistemas enzimáticos antioxidantes e o metabolismo do ciclo ascorbato-glutationa. **Russ J Plant Physiol**, v. 58, p. 92-99, 2011. <https://doi.org/10.1134/S1021443710061019>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1134/S1021443710061019>. Acesso em: 7 nov. 2025.

ANJUM, N. A. *et al.* O enxofre protege a mostarda (*Brassica campestris* L.) da toxicidade do cádmio, melhorando os níveis de ascorbato e glutatona nas folhas. **Plant Growth Regul**, v. 54, p. 271-279, 2008. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10725-007-9251-6>. Acesso em: 7 nov. 2025.

ANJUM, N. A. *et al.* Respostas dos componentes do sistema antioxidante em genótipos de feijão-mungo [*Vigna radiata* (L.) Wilczek] ao estresse por cádmio. **Commun Soil Sci Plant Anal**, v. 39, 15-16. ed., p. 2469-2483, 2008b. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00103620802292871>. Acesso em: 7 nov. 2025.

ANJUM, N. A. *et al.* Variação dos estágios de desenvolvimento fenológico versus tolerância, acumulação e alocação de mercúrio em macrófitas de sapal *Triglochin maritima* e *Scirpus maritimus* prevalentes na lagoa costeira da Ria de Aveiro (Portugal). **Environ Sci Pollut Res**, v. 20, p. 3910-3922, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1336-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-012-1336-8>. Acesso em: 17 nov. 2025.

ARARIPE, H. G. A.; LOPES, G.B.; BASTOS, M.E.G. Aspectos do licenciamento ambiental da carcinicultura na APA do Delta do Parnaíba. **Ambiente & Sociedade**. v. 9, n. 2, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2006000200008>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/X8xXzpRhnKzdSBPXmkQMrzB/?lang=pt>. Acesso em: 6 abr. 2025.

ASSUNÇÃO, A. G. L. *et al.* Padrões diferenciais de tolerância e acumulação de metais específicos entre populações de *Thlaspi caerulescens* originárias de diferentes tipos de solo. **New Phytologist Foundation**, v. 159, n. 2, p. 411-419, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00819.x>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1469-8137.2003.00819.x>. Acesso em: 13 nov. 2025.

AQUASIS - Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos. **A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada**. Coordenadores Alberto Alves Campos. *et al.* Fortaleza: AQUASIS, 2003. p.248. Acesso em: 14 jul. 2025.

BARBIER, E.B. *et al.* O valor dos serviços ecossistêmicos estuarinos e costeiros. **Ecological Monographs: Ecological Society of America**. Estados Unidos, n.2, v. 81, p. 169-193, 2011. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/10-1510.1>. Acesso em: 13 out. 2025.

BERGAMASCHI, B.A. *et al.* Exportação de carbono orgânico dissolvido, mercúrio total e metilmercúrio impulsionada pelas marés em um estuário dominado por manguezais. **Environ. Sci. Technol.**, v. 46, n.3, p. 1371-1378, 2012. <https://doi.org/10.1021/es2029137>. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es2029137>. Acesso em: 17 nov. 2025.

BEZERRA, M. F. *et al.* Mercury in the sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958) from Ceará coast, NE Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. v. 84, p. 123-128, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652012000100012>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/pVwfyTfrsSwBsGYKHwhPdRk/?lang=en>. Acesso em: 12 jun 2025.

BHATTACHARYA, J.P.; GIOSAN, L. Deltas influenciados por ondas: implicações geomorfológicas para a reconstrução de fácies. **Sedimentologia**. v.50, n.1, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3091.2003.00545.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-3091.2003.00545.x>. Acesso em: 15 mai. 2025

BHOWMIK, A. K. *et al.* Desmatamento global de manguezais e seus fatores socioecológicos interativos: uma revisão sistemática e síntese. **Sustainability**. v.14, P. 4433, 2022. <https://doi.org/10.20944/preprints202203.0052.v1>. Disponível em: <https://www.preprints.org/manuscript/202203.0052>. Acesso em: 25 nov. 2025.

BRANCO, F. J. Capítulo 3 - Transporte a longa distância no xilema e floema. *In*: MARSCHNER, P. **Nutrição Mineral de Plantas Superiores**. 3 ed., p. 49-70, 2012. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384905-2.00003-0>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/chapter/edited-volume/abs/pii/B9780123849052000030>. Acesso em: 4 nov. 2025.

BRASIL. Decreto nº 0-012, de 28 de agosto de 1996. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba, nos Estados do Piauí, Maranhão, e Ceará, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Poder Executivo, Brasília, 1996. p. 16622. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/dnn/anterior%20a%202000/1996/dnn4368.htm. Acesso em: 8 mai. 2025.

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. **Diário Oficial da União**. Poder Executivo, Brasília, 2000. p. 1. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 19 jul. 2025.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispões sobre a proteção da vegetação nativa, altera as Leis nº 6.038, de 31 de agosto de 1981; nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e nº 11.428 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e nº 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Poder Executivo, Brasília, 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 22 jul. 2025.

BRASIL, MMA. Zoneamento Ecológico-Econômico do Baixo Parnaíba. Brasília. 2001. Disponível em: <https://rigeo.sgb.gov.br/handle/doc/2357>. Acesso em: 5 jul. 2025.

BORCHERT, R. Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. **Ecology**. v.75, n. 5, p. 1437-1449, 1994. <https://doi.org/10.2307/1937467>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2307/1937467>. Acesso em: 29 jul. 2025.

CARBOGIM, J.B.P.; CARBOGIM, M.L.V. e MEIRELES, A.J.A. **Estratégia para a sustentabilidade**. Ed. Fundação Brasil Cidadão para a Ciência, Tecnologia, Educação e Meio Ambiente (FBC); 1ª Ed. 2009, p.82. Acesso em: 14 jul. 2025.

CARDONA, P.O. *et al.* Responses of neotropical mangrove seedlings grown in monoculture and mixed culture under treatments of hydroperiod and salinity. **Hydrobiologia**, v. 569, p. 325-341, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0140-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-006-0140-1>. Acesso em: 15 nov. 2025.

CASTRO, P. D.; MONTSERRAT, G. M.; CORNELISSEN, J. Trade-offs entre fenologia, taxa de crescimento relativa, forma de vida e massa de sementes em 22 espécies lenhosas mediterrâneas. **Plant Ecology**, v. 166, p. 117-129, 2003. <https://doi.org/10.1023/A:1023209230303>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1023209230303>. Acesso em: 12 nov. 2025.

CAVALCANTE, M. S. **Transporte de carbono orgânico dissolvido no estuário do rio Jaguaribe sob clima semiárido**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/14964/1/2015_dis_mscavalcante.pdf. Acesso em: 20 mai. 2025.

CEARÁ, A. L. **Caderno regional da sub-bacia do Baixo Jaguaribe**. Fortaleza: INESP, 2009. p. 104. Disponível em: <https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2018/09/Bacia-do-Baixo-Jaguaribe.pdf>. Acesso em: 15 mai. 2025.

CHIARANTINI, L. *et al.* Cascas de pinheiro-negro (*Pinus nigra*) como bioindicadores da poluição atmosférica por mercúrio. **Ciência do Ambiente Total**, v. 569-570, p. 105-113, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.029>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716312001?via%3Dihub>. Acesso em: 15 nov. 2025.

CHIARANTINI, L. *et al.* Especiação de mercúrio em cascas de *Pinus nigra* do Monte Amiata (Itália): um estudo de espectroscopia de absorção de raios X. **Poluição Ambiental**, v. 227, p. 83-88, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.038>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749117307649?via%3Dihub>. Acesso em: 14 out. 2025.

CINTRÓN, G. M.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Ecology and management of new world mangroves. *Ecologia Fisiológica*. **Coastal Plant Communities of Latin America**. p. 233-258, 1992. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-092567-7.50021-0>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/chapter/edited-volume/abs/pii/B9780080925677500210>. Acesso em: 13. out. 2025.

COBBERT, C. GOLDSBROUGH, P. Fitoquelatinas e metalotioneínas: funções na desintoxicação e homeostase de metais pesados. **Annu Rev Plant Biol.** v. 53, p. 159-182, 2002. doi: 10.1146/annurev.arplant.53.100301.135154. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/12221971/>. Acesso em 11 nov. 2025.

CODEVASF - Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba. **Parnaíba**. 2021. Disponível em: <https://www.codevasf.gov.br/aceso-a-informacao/institucional/area-de-atuacao/bacia-hidrografica/parnaiba#wrapper>. Acesso: 20 jul. 2025.

CODEVASF - COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO E DO PARNAÍBA. 2006. Plano de Ação para o Desenvolvimento Integrado da Bacia do Parnaíba, PLANAP: relatório final: **Plano de Ações Estratégicas da Bacia do Parnaíba / Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba – CODEVASF**. – Brasília, DF: TDA Desenho & Arte Ltda., v. 14 p. 130, 2006.: il. – (Plano de Ação para o Desenvolvimento Integrado da Bacia do Parnaíba, PLANAP). Acesso em: 7 mai. 2025.

CONSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p 253-560, 1997. Acesso em: 11 nov. 2025.

COSTA B. G. B. **Distribuição de mercúrio (Hg) em sedimento, água e biota da região de influência do efluentes da carcinicultura, na 79 Gamboa do Cumbe – Rio Jaguaribe – Ceará**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009. Acesso em: 20 mai. 2025.

COSTA, B.C.P; AMARIO, V. E; FERREIRA, A.T.S. Classificação de Espécies de Manguê no Nordeste do Brasil com Base em Imagens Híbridas de Sensoriamento Remoto. **Anuário do Instituto de Geociências**. Rio de Janeiro, v.40, p. 135-149, 2017. DOI Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/aigeo/article/view/18234>. Acesso em: 27 jul. 2025.

COSTA, J.L.P.O; CALVACANTE, A.P.B. Fitogeografia da planície deltaica do Rio Paranaíba, Piauí/Maranhão - Brasil: análise da distribuição das espécies e interferência antrópica / Phytogeography of the delta plain of the Parnaíba River, Piauí/Maranhão - Brasil: analysis of the distribution of species and anthropogenic interference. *Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia, [S. l.]*, v. 2, n. 4, 2018. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/Observatorium/article/view/44199>. Acesso em: 31 jul. 2025.

CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Diagnóstico do município de Icapuí**. ed. Fortaleza: República Federativa do Brasil Ministério de Minas e Energia, 1998. E-book. Disponível em: https://rigeo.sgb.gov.br/bitstream/doc/16113/1/Rel_Icapu%C3%AD.pdf. Acesso em: 7 jun. 2025.

DECHAMPS, C. *et al.* Normas de reação de características do ciclo de vida em resposta ao zinco em *Thlaspi caerulescens* de sítios metalíferos e não metalíferos. **New Phytologist Foundation**, v. 173, n. 1, p. 191-198, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01884.x>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-8137.2006.01884.x>. Acesso em: 11 nov. 2025.

DING, Z. *et al.* Distribution of Hg in mangrove trees and its implication for Hg enrichment in the mangrove ecosystem. **Applied Geochemistry**. v. 26, n. 2, p. 205-212, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2010.11.020>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0883292710002611>. Acesso em: 22 dez. 2025.

DING, Z. H. *et al.* Distribuição e especiação de mercúrio em sedimentos superficiais dos principais manguezais da China. **Boletim de Poluição Marinha**, v. 58, n. 9, p. 1319-1325, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.029>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X09001830?via%3Dihub>. Acesso em: 22. nov. 2025.

DINIZ, C. *et al.* Situação dos manguezais brasileiros: três décadas de análise de dados de satélite. **Sensoriamento Remoto**. v. 11, n.7, p. 808, 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/7/808>. Acesso em: 29 jul. 2025.

DUARTE, L. F. A. *et al.* Metal toxicity assessment by sentinel species of mangroves: In situ case study integrating chemical and biomarkers analyses. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 145, p. 367-376, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.051>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651317304633?via%3Dihub>. Acesso em: 28 dez. 2025.

DUKE, N; BALL, M. C.; ELISSON, J. C. Fatores que influenciam a biodiversidade e os gradientes de distribuição em manguezais. **Cartas de Ecologia Global e Biogeografia**. Austrália, v.7, n.1, p. 27-47, 2008. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1466-8238.1998.00269.x>. Acesso em: 13. out. 2025.

DUKE, N.C. Phenological trends with latitude in the mangrove tree *Avicennia marina*. **Journal Ecology**, v.78, n.1, p. 113-133, 1990. <https://doi.org/10.2307/2261040>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2261040>. Acesso em: 29 jul. 2025.

ERNANDE, B.; DIECKMANN, U. A evolução da plasticidade fenotípica em ambientes espacialmente estruturados: implicações da competição intraespecífica, custos da plasticidade e características ambientais. **Revista de Biologia Evolutiva**, v. 17, 3. ed., p.613-628, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2004.00691.x>. Disponível em: <https://academic.oup.com/jeb/article-abstract/17/3/613/7323330?redirectedFrom=fulltext&login=false>. Acesso em: 12 nov. 2025.

FRAGOSO, C. P.; *et al.* Mercúrio em serapilheira e sedimentos: análise da composição elementar e isotópica de carbono e nitrogênio em manguezais do Sudeste do Brasil. **Ciência Estuarina, Costeira e da Plataforma Continental**. v. 202, p. 30-39, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.12.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771417301725?via%3Dihub>. Acesso em: 7 nov. 2025.

FERNANDES, M.E.B. Phenological patterns of *Rhizophora* L., *Avicennia* L. and *Laguncularia* Gaertn. f. in Amazonian mangrove swamps. **Hydrobiologia**, v. 413, p. 53-62, 1999. <https://doi.org/10.1023/A:1003866108086>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1003866108086#citeas>. Acesso em: 29 jul. 2025.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Pesca e Aquicultura**. The State of Food and Agriculture. FAO Agriculture Series, v.38, p. 340, 2007.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The World's Mangroves 2000-2020**. Rome. 2023. *E-book*. Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/items/477d2ce2-8009-4a8b-96c4-2965595b423e>. Acesso em: 29 jul. 2025.

FERNANDES, J.A.; PERIA, L.C.S. Características do Ambiente. In: Schaeffer-Novelli, Y. S. **Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo, Caribbean Ecological Research, p.13-16, 1995.

FITZGERALD, W. F.; LAMBORG, C. H.; HAMMERSCHMIDT, C. R. Marine Biogeochemical Cycling of Mercury. **Chem. Rev.** v. 107, p. 641-662, 2007. Disponível em: https://www.whoi.edu/cms/files/Fizgerald_etal_Hg_53003.pdf. Acesso em: 7 dez. 2025.

FRUEHAUF, S.P. **Rhizophora mangle (Mangue vermelho) EM ÁREAS CONTAMINADAS DE MANGUEZAL NA BAIXADA SANTISTA**. 2005. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/91/91131/tde-09112005-142729/publico/SandraFruehauf.pdf>. Acesso em: 14 out. 2025.

FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Naturais. Governo do Estado do Ceará. 2025. Disponível em: <http://www.funceme.br/>. Acesso em: 7 jun. 2025.

Gerace Research Centre. **The natural history of white mangrove, *Laguncularia racemosa* (Combretaceae): The forgotten mangrove**. In: B. J. Rathcke & W. K. Hayes (Eds.), Proceedings of the 11th symposium on the natural history of the Bahamas. San Salvador Island, Gerace Research Center, p.43–53, 2007. Acesso em: 15 jun. 2025.

GODOY, M. D. P.; LACERDA, L. D. River-Island Morphological Response to Basin Land-Use change within the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. **Journal Of Coastal Research**, United States, v. 30, n. 2, p. 399-410, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-13-00059.1>. Acesso em: 27 jun 2025.

GÓMEZ, J.G.O. *et al.* Produtividade de áreas úmidas de manguezais e estoques de carbono em uma zona árida do Golfo da Califórnia. **Floresta Ecol Manag**, Baía de La Paz, México, v. 442, p. 135-147, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.059>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112719300635?via%3Dihub>. Acesso em: 14 out. 2025.

HALL, B. D. *et al.* Zonas úmidas como principais áreas de produção de metilmercúrio no sul da Louisiana e na região do Golfo do México. **Poluição Ambiental**, v. 154, n. 1, p. 124-134, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.12.017>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749107006021?via%3Dihub>. Acesso em: 22 nov. 2025.

HALL, J. L. Mecanismos celulares para desintoxicação e tolerância a metais pesados. **Journal of Experimental Botany**. v. 53, 366 ed. p. 1-11, 2002. <https://doi.org/10.1093/jexbot/53.366.1>. Disponível em: <https://academic.oup.com/jxb/article/53/366/1/547244>. Acesso em: 15 nov. 2025.

HAO, C. *et al.* Absorção e tolerância a metais (Pb, Zn e Cu) por manguezais em relação à anatomia radicular e lignificação/suberização. **Tree Physiology**. v. 34, 6 ed. p. 646-656, 2014. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpu042>. Disponível em: <https://academic.oup.com/treephys/article-abstract/34/6/646/2338060?redirectedFrom=fulltext&login=false>. Acesso em: 21 nov. 2025.

HASTENRATH, S. Mecanismos de circulação e teleconexão das secas do Nordeste do Brasil. **Progresso em Oceanografia**. v.70, n. 1-2, p. 407-415, 2006. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0079661106000565>. Acesso em: 7 abr. 2025.

HERZ, R. **Manguezais do Brasil**. São Paulo: Instituto Oceanográfico da USP/CIRM, 1991. Online. Acesso em: 11 nov. 2025. Acesso em: 10 nov. 2025.

HIMELBLAU, E.; AMASINO, R. M. Nutrientes mobilizados das folhas de *Arabidopsis thaliana* durante a senescência foliar. **Revista de Fisiologia Vegetal**. v. 158, n. 10, p. 1317-1323, 2001. <https://doi.org/10.1078/0176-1617-00608>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0176161704701625>. Acesso em: 24 dez. 2025.

HONG, Y.S.; KIM, Y.M.; LEE, K.E. Methylmercury exposure and health effects. **Journal of preventive medicine and public health: Yebang Ŭihakhoe chi**, v. 45, n. 6, p. 353–63, 2012. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC3514465/>. Acesso em: 22 nov. 2025.

HUANG, G.Y.; WANG, Y.S. Respostas fisiológicas e bioquímicas nas folhas de duas mudas de plantas de mangue (*Kandelia candel* e *Bruguiera gymnorrhiza*) expostas a múltiplos metais pesados. **Revista de Materiais Perigosos**, v. 182, 1-3. ed., p. 848-854, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.121>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389410008745?via%3Dihub>. Acesso em: 14 out. 2025.

IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2005. **Diagnóstico da Carcinicultura no Estado do Ceará**. Diretoria de Proteção Ambiental (DIPRO), Diretoria de Licenciamento e Qualidade Ambiental (DILIQ) e Gerência Executiva do Ceará (GEREX-CE). Vol. I, 177f; Vol. II (MAPAS). Brasília/DF, 2005. Acesso em: 20 mai. 2025.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Diagnóstico ambiental da Bacia do Rio Jaguaribe: diretrizes gerais para a ordenação territorial**. In: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Online*. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=295788>. Acesso em: 15 mai. 2025.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com dados de referência**. 2016. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2016/estimativa_dou.shtm. Acesso em: 19 jul. 2025.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Icapuí**. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ce/icapui.html>. Acesso em: 7 jun. 2025.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade do Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF. 2018. Acesso em: 29 jul. 2025.

ICMBIO - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **PLANO DE MANEJO DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DELTA DO PARNAÍBA**. Ministério do Meio Ambiente. 2020. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/apa-delta-do-parnaiba/arquivos/plano_de_manejo_da_apa_delta_do_parnaiba.pdf. Acesso em: 5 jul. 2025.

ICMBio. **Reserva Extrativista Delta do Parnaíba**. Brasília: ICMBio, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/populacoes-tradicionais/producao-e-uso-sustentavel/uso-sustentavel-em-ucs/reserva-extrativista-delta-do-parnaiba>. Acesso em: 17 jul. 2025.

INOUE, M. Fitoquelatinas. **Braz. J. Plant Physiol.** v.17, n.1, 2005. <https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100006>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjpp/a/ZpSQKz4r4gzWRmTpMmDJLXy/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 22 nov. 2025.

JIMENEZ, J.A. Floral and fruiting phenology of trees in a mangrove forest on the dry pacific coast of Costa Rica. **Brenesia**. v. 29, p. 33-50, 1988. Acesso em: 29 jul. 2025.

KRÄMER, U. Metal hyperaccumulation in plants. **Annu Rev Plant Biol.** v. 61, p. 517-534, 2010. 10.1146/annurev-arplant-042809-112156. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20192749/>. Acesso em: 7 nov. 2025.

KJERFVE, B.; LACERDA, L.D. **Conservation and Sustainable Utilization of Mangrove Forests in Latin America and Africa Regions**. In: LACERDA, L.D. (ed.). *Mangroves of Brazil*. ITTO/ ISME, Okinawa, p. 245-272, 1993. Acesso em: 13. out. 2025.

KOZLOWSKI, T. T. Respostas de plantas lenhosas à inundação e salinidade. **Fisiologia das Árvores**. v.17, p. 13-21, 1997. <https://doi.org/10.1093/treephys/17.7.490>. Disponível em: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1950781>. Acesso em: 23 nov. 2025.

- KUMARI, P.; PATHAK, B. Extinção dos manguezais: impactos do Antropoceno, riscos ecológicos e estratégias de conservação. **Indian Forester**. v. 149, 2 ed., 2023. <https://doi.org/10.36808/if/2023/v149i2/169767>. Disponível em: <https://indianforester.co.in/index.php/indianforester/article/view/169767>. Acesso em: 12 nov. 2025.
- KÜTTER, V. T. *et al.* Metais e proteínas como a fitoquelatina em manguezais de um estuário tropical impactado por resíduos da indústria de fundição de zinco, sudeste do Brasil. **PREPRINT (Version 1) available at Research Square, 2024.** <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-5671536/v1>. Disponível em: <https://www.researchsquare.com/article/rs-5671536/v1>. Acesso em: 23 dez. 2025.
- LACERDA, L. D.; BORGES, R.; FERREIRA, A. C. Manguezais neotropicais: Conservação e uso sustentável em um cenário de mudanças climáticas globais. **Conservação Aquática: Ecossistemas Marinhos e de Água Doce**. v. 29, n.8, p. 1347-1364, 2019. <https://doi.org/10.1002/aqc.3119>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/aqc.3119>. Acesso em: 17 nov. 2025
- LACERDA, L. D. *et al.* Mercury Distribution in Continental Shelf Sediments from Two Offshore Oil Fields in Southeastern Brazil. **Environ. Contam. Toxicol.** v. 72, p. 178-185, 2004. DOI: 10.1007/s00128-003-0257-0. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/66190/1/2004_art_ldlacerda.pdf. Acesso em: 6 dez. 2025.
- LACERDA, L. D.; *et al.* Mobility, bioavailability and distribution of Fe and Cu in mangroves (*Avicennia schaueriana* and *Rhizophora mangle*) from a semiarid coast in NE Brazil. **Ecosystems**. v. 96, n. 2, 2024. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202420231075>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/Nb49Byndz9SNZVSSJ8XpqNj/?lang=en>. Acesso em: 17 nov. 2025.
- LACERDA, L. D.; SANTOS, J. A.; MADRID, R. M. 2006. Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. **Marine Pollution Bulletin**. Reino Unido. v.52, p.1784-1832, 2006. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/66125>. Acesso em: 20 mai. 2025.
- LACERDA, L. D. Mangrove forests: A summary of their biogeography, distribution and biology, and challenges they face in the Anthropocene. In: **MANGROVES IN THE ANTHROPOCENE: CLIMATE CHANGE AND CONSERVATION CHALLENGES**. ISME - Mangrove Ecosystems Technical Reports, cap.1 v.7, p. 114, 2025. Acesso em: 10 nov. 2025.
- LACERDA, L.D. *et al.* Mangrove trace metal biogeochemistry response to global climate change. **Frontiers in Forests And Global Change**. v. 5, p. 817992, 2022. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.817992>. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/65346>. Acesso em: 29 jul. 2025.

LEI, P. *et al.* A review on mercury biogeochemistry in mangrove sediments: hotspots of methylmercury production? **Ciência do Meio Ambiente Total**. v. 680, p. 140–150, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.451>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719320091?via%3Dihub>. Acesso em: 20 mai. 2025.

LIMA, N. T.; CERDEIRA, L. P. M.; MACHADO, I. C. Reproductive phenology of a northeast Brazilian mangrove community: Environmental and biotic constraints. **Flora**, São Paulo, v. 207, n. 9, p. 682-692, 2012. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/entities/publication/7bfe7223-d1a9-4b39-a39d-034c7f6071e8>. Acesso em: 15 nov. 2025.

LIU, J. L.; DING, Z. H. Avanços na pesquisa sobre a metilação do mercúrio no meio ambiente. **Meio Ambiente da Terra**, v. 35, p. 215-222, 2007.

LIU, J. **Transporte e transformação de mercúrio nos principais manguezais da China**. Dissertação de Mestrado - Universidade de Xiamen, 2008. Acesso em: 17 nov. 2025.

LOPES, D. V. **Acúmulo de metais traço cobre (Cu) e zinco (Zn) em viveiros de cultivo de camarão (Litopenaeus vannamei)**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Estudos do Mar - Universidade Federal do Ceará, 2006. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/1364>. Acesso em: 20 mai. 2025.

LORENZI, H.; SOUZA, V.C. **Botânica sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG IIIII**. 3. ed. São Paulo, Instituto Plantarum de Estudos da Flora LTDA, 2012.

LUOMA, S. N. Biodisponibilidade de metais traço para organismos aquáticos: uma revisão. **Ciência Ambiental Total**. v. 28, p. 1-22, 1983. DOI: 10.1016/s0048-9697(83)80004-7. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/6879147/>. Acesso em: 22 dez. 2025.

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). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749102003421>. Acesso em: 5 nov. 2025

MACFARLANE, G. R.; KOLLER, C. E.; BLOMBERG, S. P. Acumulação e distribuição de metais pesados em manguezais: uma síntese de estudos de campo. **Quimiosfera**. v. 69, n.9, p. 1454-1464, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.059>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653507005863>. Acesso em: 4 de nov. 2025.

MALDONADO-LÓPEZ, Y. *et al.* Herbivoria foliar e assimetria flutuante como indicadores de estresse em manguezais. **Ecologia e Gestão de Zonas Úmidas**. v. 27, p. 571-580, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11273-019-09678-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11273-019-09678-z>. Acesso em: 10 nov. 2025.

MALDONADO-ROMÁN, M.; *et al.* Mangroves and Their Response to a Heavy Metal Polluted Wetland in The North Coast of Puerto Rico. **THE JOURNAL OF TROPICAL LIFE SCIENCE**. v. 6, n.3, p. 210-218, 2016. doi: 10.11594/jtls.06.03.13. Disponível em: <https://jtrolis.ub.ac.id/index.php/jtrolis/article/view/553/pdf>. Acesso em: 22 nov. 2025.

MARCELLI, M.P. Ecologia líquênica nos manguezais do sul-sudeste brasileiro. **Bibliotheca Lichenologica**. Berlin, v. 47, n. 7, p. 310, 1992. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783443580261/Ecologia_Liquenica_nos_Manguezais_do_Sul_Sudeste_Brasileiro. Acesso em: 11 nov. 2025.

MARENGO, J.A. *et al.* Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Acadêmia Brasileira de Ciências**. v. 90, p. 1973-1975, 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/MTyRKxxGcdwCvVhGNJNTrbG/?lang=en>. Acesso em: 29 jul. 2025.

MARINS, R. V. *et al.* Impacts of land-based activities on the Ceará coast, NE Brazil. *In*: LACERDA, L. D. *et al.* **South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment – Coastal Sea Interaction and Human Dimensions**. LOICZ Reports & Studies v.21, p. 92-98, 2002. Acesso em: 20 mai. 2025.

MARSCHNER, P. **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants**. ELSEVIER. 3 ed., p. 649, 2012. Disponível em: https://home.czu.cz/storage/737/65060_Mineral-Nutrition-of-higher-plants-Marschner-2012.pdf. Acesso em: 05 dez. 2025.

MEIRELES, A.J.A. **Atlas de Icapuí**. ed. Fortaleza: Fundação Brasil Cidadão, 2012. *Online*. Disponível em: https://www.brasilcidadao.org.br/wp-content/uploads/FBC-Atlas_de_Icapui.pdf. Acesso em: 7 jun. 2025.

MEIRELES, A.J.A. **Geomorfologia costeira: funções ambientais e sociais**. Fortaleza, Edições UFC, 2014. *E-book*. Disponível em: <https://www.ppggeografia.ufc.br/images/documentos/GEOMORFOLOGIA-COSTEIRA1.pdf>. Acesso em: 13 out. 2025.

MELO, A. T.; SORIANO-SIERRA, E. J.; VEADO, R.V.V. Biogeografia dos Manguezais. **Geografia**. Rio Claro, v. 36, n. 2, p. 311-33, 2011. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/ageteo/article/view/5130/5128>. Acesso em: 29 jul. 2025.

METWALLY, A. *et al.* Variação genotípica da resposta à toxicidade do cádmio em *Pisum sativum* L. **J. Exp. Bot**, v. 56, p. 167-178, 2005.

MISHRA, R. K. *et al.* Contaminação por arsênio, especiação, toxicidade e estratégias de defesa em plantas. **Revista Brasileira de Botânica**. v. 44, p. 1-10, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40415-020-00694-5>. Acesso em: 16 dez. 2025.
MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2006. **Caderno da Região Hidrográfica do Parnaíba** / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. – Brasília: MMA. p.184, 2006. Acesso em: 12 jun. 2025.

MONTEIRO, L.H.U. **Estudo das áreas de mangues entre os estados Piauí e Pernambuco com um enfoque para o estado do Ceará nos anos de 1978 e 1999/2004 utilizando sensoriamento remoto**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005. Acesso em: 20 mai. 2025.

MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, A. M. L.; AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. **Annual Review of Ecology and Systematics**, n. 29, p. 543–566, 1998. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.543>. Acesso em: 22 nov. 2025.

MORO, M. F *et al.* Vegetação, unidades fitoecológicas e diversidade paisagística do estado do Ceará. **Rodriguésia**, [s. l], v. 66, n. 33, p.717-743, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/dq6rXHrrW9prk9vGXzgcYv>. Acesso em: 11 jul. 2025.

MUNNS, R. Genes e tolerância ao sal: unindo-os. **New Phytologist Foundation**, v. 167, n. 3, p. 645-663, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01487.x>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-8137.2005.01487.x>. Acesso em: 12 nov. 2025.

NADIA, T.L.; MORELATTO, L. P. C.; MACHADO, I. C. Fenologia reprodutiva de uma comunidade de manguezal no nordeste do Brasil: restrições ambientais e bióticas. **Flora - Morfologia, Distribuição e Ecologia Funcional das Plantas**, v. 207, 9. ed. p. 682-692, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.06.020>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0367253012001090?via%3Dihub>. Acesso em: 15 nov. 2025.

- NAIDOO, G.; HIRALAL, T.; NAIDOO, Y. Ecophysiological responses of the mangrove *Avicennia marina* to trace metal contamination. **Flora**. v. 209, n.1, p. 63-72, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2013.10.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S036725301300131X?via%3Dihub>. Acesso em: 5 dez. 2025.
- NAIDOO, G. Seasonal plant water relations in a South African mangrove swamp. **Aquatic Botany**. v.33, n.1-2. p. 87-100, 1989. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(89\)90022-3](https://doi.org/10.1016/0304-3770(89)90022-3). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0304377089900223>. Acesso em: 29 jul. 2025.
- NAVAZA, A. P. *et al.* Study of phytochelatin and other related thiols as complexing biomolecules of As and Cd in wild type and genetically modified Brassica juncea plants. **Journal of Mass Spectrometry**. v. 41, n.3, p. 323-331, 2006. <https://doi.org/10.1002/jms.992>. Disponível em: <https://analyticalsciencejournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jms.992>. Acesso em: 13 dez. 2025.
- NELLIS, D.W. Plantas costeiras do sul da Flórida e do Caribe. **Pineapple Press Inc**, Sarasota, p. 164, 1994. Acesso em: 14 out. 2025.
- NIMER, E. Climatologia do Brasil. Série Recursos Naturais e Meio Ambiente. Rio de Janeiro, v.4, 1979. SUPREN/IBGE. Acesso em: 7 abr. 2025.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G. **Guia para estudo de áreas de manguezal: estrutura, função e flora**. São Paulo, Caribbean Ecological Research, p.150, 1986. Acesso em: 14 out. 2025.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; LACERDA, L.D. **Lagoas costeiras, manguezais, marismas, dunas e restingas**. In: PANITZ, C.M.N. (Coord.). Diagnóstico Ambiental oceânico e costeiro das regiões Sul e Sudeste do Brasil. São Paulo: Fundespa, IOUSP, Petrobrás, p.128-347, 1994.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezais brasileiros**. 1991. Tese. (Livre-Docente em Oceanografia Biológica) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezal ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo: Caribbean Ecological Research. 1995. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/000882587>. Acesso em: 29 jul. 2025.
- ORSHAN, G. **Plant pheno-morphological studies in Mediterranean type ecosystems**. 1. ed. Springer Dordrecht, Geobotânica, 1989. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-3107-7>. Acesso em: 15 nov. 2025.

OUTRIDGE, P. M. *et al.* Updated global and oceanic mercury budgets for the United Nations global mercury assessment. **Environmental Science & Technology**. v. 52, n. 20, p. 11466-1477, 2018. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.8b01246>. Acesso em: 27 jul. 2025.

PATERSON, M. J.; RUDD, J. W. M.; LUÍS, S.V. Aumento do mercúrio total e do metilmercúrio no zooplâncton após o alagamento de um reservatório em turfeira. **Environ. Sci. Technol.**, v. 32, n. 24, p. 3868-3874, 1998. <https://doi.org/10.1021/es9803431>. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es9803431>. Acesso em: 17 nov. 2025.

PAULA, D.P. **Elaboração de paisagens contíguas ao estuário do rio Jaguaribe-CE**. 2006. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará, 2006. Disponível em: <http://siduece.uece.br/siduece/trabalhoAcademicoPublico.jsf;jsessionid=41A0EC113367D5420779D7D3D1394794?id=37502>. Acesso em: 15 mai. 2025.

PILON-SMITS, E. Fitorremediação. **Annual Review of Plant Biology**. v. 56, p. 15-39, 2005. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>. Acesso em: 23 dez. 2025.

PIRRONE, N. *et al.* Emissões globais de mercúrio para a atmosfera provenientes de fontes antropogênicas e naturais. **Atmos. Chem. Phys**, n.13, v.10, p. 5951-5964, 2010. <https://doi.org/10.5194/acp-10-5951-2010>. Disponível em: <https://acp.copernicus.org/articles/10/5951/2010/>. Acesso em: 23 nov. 2025.

PORTELA, M. G. T. *et al.* Biomassa vegetal e estoques de carbono no Delta do Rio Parnaíba, Nordeste do Brasil. **Wetlands Ecol Manage** v. 28, p. 607–622, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11273-020-09735-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11273-020-09735-y#citeas>. Acesso em: 17 jul. 2025.

PRICE, D. T.; QVARNSTROM, A.; IRWIN, D. E. O papel da plasticidade fenotípica na condução da evolução genética. **Proc. Biol. Sci.**, v. 270, 1523. ed., p. 1433-1440, 2003. <https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2372>. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/rspb/article-abstract/270/1523/1433/71446/The-role-of-phenotypic-plasticity-in-driving?redirectedFrom=fulltext>. Acesso em: 12 nov. 2025.

RATHCKE, B.; LACEY, E. P. Padrões fenológicos de plantas terrestres. **Revisão anual de ecologia, evolução e sistemática**, v. 16, p. 179-214, 1985. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.16.110185.001143>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.es.16.110185.001143>. Acesso em: 12 nov. 2025.

REFLORA. **Flora e funga do Brasil**. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2025. Disponível em:
https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/BemVindoConsultaPublicaConsultar.do?invalidatePageControlCounter=2&idsFilhosAlgas=%5B2%5D&idsFilhosFungos=%5B1%2C11%2C10%5D&lingua=&grupo=6&familia=null&genero=&especie=&autor=&nomeVernaculo=&nomeCompleto=Combretaceae+Laguncularia+racemosa+%28L.%29+C.F.Gaertn.&formaVida=null&substrato=null&ocorreBrasil=QUALQUER&ocorrencia=OCORRE&endemismo=TODOS&origem=TODOS®iao=QUALQUER&estado=QUALQUER&ilhaOceanica=32767&domFitogeograficos=QUALQUER&bacia=QUALQUER&vegetacao=TODOS&mostrarAte=SUBESP_VAR&opcoesBusca=TODOS_OS_NOMES&loginUsuario=Visitante&senhaUsuario=&contexto=consulta-publica. Acesso em: 15 nov. 2025.

REISE, A. **Estimates of biomass and productivity in fringe mangroves of North-Brazil**. Tese (Doutorado em Ecologia). Zentrum für Marine Tropenökologie, Bremen. v. 16, p. 196, 2003. Disponível em:
https://books.google.de/books/about/Estimates_of_Biomass_and_Productivity_in.html?id=BcuCtgAACAAJ&pgis=1. Acesso em: 29 jul. 2025.

REY, J. R. Effects of neighbors on growth and mortality of mangrove seedlings in Florida, U.S. A. **Wetlands**, v. 14, p. 308–315, 1994. <https://doi.org/10.1007/BF03160637>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF03160637>. Acesso em: 15 jun. 2025.

RODRIGUES, A. C. M. *et al.* Mercury dynamics in the mangrove-influenced estuary of the Parnaíba Delta, Brazil. **Chemosphere**, v. 376, p. 144262, 2025. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144262>. Acesso em: 22 abr. 2025.

ROMERO, M. C. P. *et al.* O cádmio causa a modificação oxidativa de proteínas em plantas de ervilha. **Planta, Célula e Meio Ambiente**, v. 25, n. 5, p. 677-686, 2002.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2002.00850.x>. Disponível em:
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-3040.2002.00850.x>. Acesso em: 15 nov. 2025.

SANTIAGO, A. P. Aspectos estruturais e funcionais do manguezal do rio Jaguaribe (Ceará-Brasil), entre as regiões inferior e média do estuário. 1997. TCC (Graduação em Engenharia de Pesca) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1997.

SCHNEIDER, L. *et al.* Mercury contamination in reptiles: an emerging problem with consequences for wildlife and human health. Mercury: Sources, Applications and Health Impacts. **Nova Science Publishers, Inc.**, Hauppauge, New York, USA, p. 173-232, 2013. Disponível em:
https://www.researchgate.net/publication/263163051_Mercury_Contamination_in_Reptiles_An_Emerging_Problem_with_Consequences_for_Wild_Life_And_Human_Health. Acesso em: 22 nov. 2025.

SCHROEDER, W. H.; MUNTHNER, J. ATMOSPHERIC MERCURY-AN OVERVIEW. **Atmospheric Environment**, v.32, n. 5, p. 809-822, 1998. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00293-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00293-8). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231097002938?via%3Dihub>. Acesso em: 22 nov. 2025.

SEMACE - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA. **Área de Proteção Ambiental do Manguezal da Barra Grande**. Fortaleza: 2010. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/2010/12/09/area-de-protecao-ambiental-do-manguezal-da-barra-grande/>. Acesso em: 7 jun. 2025.

SEMAR - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO PIAUÍ. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Piauí**. Teresina. 2010. Acesso em: 17 jul. 2025.

SERBULA, S.M. *et al.* Avaliação da poluição atmosférica por metais pesados utilizando partes de plantas e camada superficial do solo. **Ecotoxicologia e Segurança Ambiental**, v. 76, p. 209-214, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.10.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651311003344?via%3Dihub>. Acesso em: 14 out. 2025.

SGB - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. GEODIVERSIDADE DO DELTA DO RIO PARNAÍBA - MA/PI. Teresina. 2023, p. 131. Disponível em: <https://rigeo.sgb.gov.br/jspui/handle/doc/24069>. Acesso em: 8 mai. 2025.

SILVA, A.A.G. *et al.* A Influência das Variações Climáticas na Hidrodinâmica e Morfodinâmica do Delta do Rio Parnaíba, Brasil. **Revista de Pesquisa Costeira**. v.31, n.4, p. 930–940, 2015. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-14-00078.1>. Disponível em: <https://meridian.allenpress.com/jcr/article-abstract/31/4/930/145355/The-Influence-of-Climatic-Variations-on-River>. Acesso em: 12 jun 2025.

SILVA, A.G.A. *et al.* Mudanças na linha costeira e dinâmica de sedimentos suspensos no mar em um delta em desenvolvimento natural (Delta do Parnaíba, Nordeste do Brasil). **Geologia Marinha**. v. 410, p. 1-15, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2018.12.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025322718301877?via%3Dihub>. Acesso: 20 jul. 2025.

- SOARES-FILHO, A. A. **A Ictiofauna da região média à boca do estuário do rio Jaguaribe (Ceará-Brasil): composição, distribuição e aspectos bioecológicos.** 1996. Tese (Doutorado em Engenharia de Pesca) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1996. Disponível em: http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraForm.do?select_action=&co_obra=193022. Acesso em: 15 mai. 2025.
- SOBRADO, M. A.. Influence of external salinity on the osmolality of xylem sap, leaf tissue and leaf gland secretion of the mangrove *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. **Trees**, v. 18, p. 422–427, 2004. <https://doi.org/10.1007/s00468-004-0320-4>. Disponível em: . Acesso em: 15 jun. 2025.
- SOUZA, A.C. *et al.* Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica. In: **Educação Ambiental sobre Manguezais.** São Vicente: UNESP, Instituto de Biociências, Câmpus do Litoral Paulista, cap.1, p. 16-56, 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/323245322_Biodiversidade_e_conservacao_dos_manguezais_importancia_bioecologica_e_economica/stats. Acesso em: 10 nov. 2025.
- SPALDING, M.D. *et al.* **World Mangrove Atlas.** The International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan. p. 178, 1997. Disponível em: <https://ia600505.us.archive.org/0/items/worldmangroveatl97spal/worldmangroveatl97spal.pdf> Acesso em: 11 nov. 2025.
- SPALDING, M. D.; KAINUMA, M; COLLINS, L. **World Atlas of Mangroves.** Earthcan, p.319, 2010. Acesso em: 11 nov. 2025.
- SUGIYAMA, M. A flora do manguezal. In: Schaeffer-Schaeffer-Novelli, Y. (coord.). **Manguezal ecossistema entre a terra e o mar.** São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1995. p. 64. Acesso em: 11 nov. 2025.
- SURATMAN, M. N. Carbon Sequestration Potential of Mangroves in Southeast Asia. **Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change**, v. 17, p. 297-314, 2008. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/226975304_Carbon_Sequestration_Potential_of_Mangroves_in_Southeast_Asia. Acesso em: 20 mai. 2025.
- ST. LOUIS, V. *et al.* Importância das zonas úmidas como fontes de metilmercúrio para os ecossistemas da floresta boreal. **Revista Canadense de Ciências Pesqueiras e Aquáticas**, v. 51, n. 5, p. 1065-1076, 1994. <https://doi.org/10.1139/f94-106>. Disponível em: <https://cdnsiencepub.com/doi/10.1139/f94-106>. Acesso em: 22 nov. 2025.

TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. **Analytical Chemistry**. v. 51, n. 7, p. 844-851, 1979. <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/ac50043a017>. Acesso em: 4 dez. 2025.

TOMLINSON, P.B. The botany of mangroves. **Cambridge University Press**. Cambridge, 2. ed. , p. 419, 2016. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/books/botany-of-mangroves/36A4F5E38510D0161443DB770E81BB7F>. Acesso em: 29 jul. 2025.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ. **ATLAS DOS MANGUEZAIS DO NORDESTE DO BRASIL**: Avaliação das áreas de manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Fortaleza: SEMACE, UFC, 2006. E-book. Disponível em: <https://abccam.com.br/wp-content/uploads/2020/12/Atlas-dos-manguezais-do-nordeste-do-Brasil.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2025.

UNEP - United Nations Environment Programme. **GLOBAL MERCURY ASSESSMENT 2018**. UNEP, p. 62, 2018. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/publication/global-mercury-assessment-2018>. Acesso em: 22 nov. 2025.

VIANA, A.P. *et al.* Mercury biomagnification and trophic structure patterns in neotropical coastal estuaries impacted by a Chlor-alkali plant in northeast Brazil. **Regional Studies in Marine Science**. v. 66, p. 103105, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103105>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352485523002955?via%3Dihub>. Acesso em: 20 mai. 2025.

WALSH, G. E.; AINSWORTH, K. A.; RIGBY, R. Resistência de mudas de mangue-vermelho (*Rhizophora mangle* L.) ao chumbo, cádmio e mercúrio. **Biotropica**, v.11, n.1, p. 22-27, 1979. <https://doi.org/10.2307/2388167>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2388167?origin=crossref>. Acesso em: 22 nov. 2025.

WRIGHT, L. D.; COLEMAN, J.M. Variações na morfologia dos principais deltas fluviais em função dos regimes de ondas oceânicas e de vazão fluvial. **Associação Americana de Geólogos de Petróleo**. v.57, n.2, 1973. <https://doi.org/10.1306/819A4274-16C5-11D7-8645000102C1865D>. Disponível em: <https://pubs.geoscienceworld.org/aapg/aapgbull/article-abstract/57/2/370/35739/Variations-in-Morphology-of-Major-River-Deltas-as>. Acesso em: 27 jul. 2025.

WOLLER, M.; *et al.* Carbon and nitrogen stable isotopic variation in *Laguncularia racemosa* L. (white mangrove) from Florida and Belize: Implications for tropic level studies.

Hydrobiologia, v. 499, p. 13–23, 2003. <https://doi.org/10.1023/A:1026339517242>.

Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1026339517242>. Acesso em: 15 nov. 2025.

WOLSWIJK, G. *et al.* Distribution of mercury in sediments, plant and animal tissues in Matang Mangrove Forest Reserve, Malaysia. **Journal of Hazardous Materials**. v. 387, p.

121665, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121665>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030438941931619X?via%3Dihub>. Acesso em: 4 dez. 2025.

YUAN, W. *et al.* Evidências de isótopos estáveis mostram a reemissão de vapor de mercúrio elementar após a perda redutiva da folhagem. **Environ. Sci. Technol.**, v. 53, n. 2, p. 651-660, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04865>. Disponível em:

<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.8b04865>. Acesso em: 17 nov. 2025.

ZAIT, R. *et al.* Monitoramento de poluentes prioritários e avaliação da qualidade da água na bacia do rio Siret, Romênia. **Água**, n.14, v.1, p. 129, 2022.

<https://doi.org/10.3390/w14010129>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/14/1/129>. Acesso em: 22 nov. 2025.