



INVENTÁRIO DAS ÁREAS ÚMIDAS BRASILEIRAS:

Distribuição, ecologia, manejo, ameaças
e lacunas de conhecimento

Organizadores:

Dr. Wolfgang J. Junk

Dra. Cátia Nunes da Cunha



Coordenador:

Paulo Teixeira de Sousa Júnior

Organizadores:

Wolfgang J. Junk

Cátia Nunes da Cunha

Instituições parceiras:



Apoio operacional:



Apoio financeiro:



institutos nacionais
de ciência e tecnologia



© Wolfgang J. Junk; Cátia Nunes da Cunha, 2024.

Todos os direitos reservados.

Proibida a reprodução de partes ou do todo desta obra sem autorização expressa dos organizadores e da editora (art. 184 do Código Penal e Lei nº 9.610, de 19 de fevereiro de 1998).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

(Douglas Rios – Bibliotecário – CRB1/1610)

J95i

Junk, Wolfgang J. (Org.)

Inventário das áreas úmidas brasileiras: Distribuição, ecologia, manejo, ameaças e lacunas de conhecimento [recurso digital] /

Organizadores: Wolfgang J. Junk; Cátia Nunes da Cunha. 1.ed. - -

Cuiabá-MT: Carlini & Caniato Editorial, 2024.

720 p.

ISBN 978-85-8009-353-7

1. Meio ambiente. 2. Ecologia. 3. Áreas úmidas brasileiras.
I. Cunha, Cátia Nunes da (Org). II. Título.

CDU 502/504

Índice para Catálogo Sistemático

1. Meio ambiente – Ecologia – Áreas úmidas brasileiras – 502/504

Editores

Doriane Miloch

Elaine Caniato

Ramon Carlini

Rommel Kunze

Tratamento de Imagens

Doriane Miloch

Capa

Elaine Caniato, a partir de ilustrações Shutterstock

Fotos das Seções

Seção I - Cátia Nunes da Cunha

Seção II - Coelho Clemente Júnior

Seção III - Firmino Cardoso Pereira, Luzia Francisca Souza, Frederico Augusto Guimarães Guilherme, Aristônio M. Teles (https://www.researchgate.net/figure/Campo-de-Murundus-during-rainy-a-and-dry-b-periods-in-Southwestern-Goiás-Brazil_fig1_332852637)

Seção IV - Abilio Moraes

Revisão

Doralice Jacomazi



Carlini & Caniato Editorial (nome fantasia da Editora TantaTinta Ltda.)

Rua Nossa Senhora de Santana, 139 – sl. 03 – Centro-Sul – CEP: 78.020-122

Cuiabá-MT – (65) 3023-5714

www.carliniecaniato.com.br - contato@tantatinta.com.br

AGRADECIMENTOS

Os coordenadores do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU) e os organizadores deste livro expressam os seus agradecimentos para:

O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), para financiar esta obra.

Os autores, que contribuíram com seus capítulos para a sua confecção.

A equipe técnica do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT - INAU) e do Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP), representada pelas senhoras Rose Soares, Erica Cezarine de Arruda e Joisiane Mendes Araujo, que garantiram a realização dos trabalhos.

Aos senhores Maurício dos Santos Pompeu, Analista Ambiental do Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima e Fábio Chicuta Franco, Secretária de Biodiversidade, Florestas e Direito dos Animais do Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (SBIO/MMA), por serem os incentivadores que sustentaram nossa jornada nos tempos difíceis, sem o incentivo de ambos, tal conquista não teria sido alcançável.

Ao senhor João Carlos Gomes Belo Farinha, Instituto da Conservação da Natureza e Florestas, I.P., por abrir as portas de seu escritório em Setúbal, compartilhando sua inestimável experiência no MedWet.

A Dra. Maria Teresa Fernandes Piedade, líder do grupo “Ecologia, monitoramento e uso sustentável de Áreas Úmidas – MAUA” no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, AM, que coordenou a cooperação entre o INCT-INAU e o INPA.

Cada um desempenhou um papel crucial em nos guiar através dos desafios e nos inspirar a alcançar novos patamares. Este inventário é fruto não apenas de trabalho árduo, mas também do apoio generoso e da orientação valiosa que nos recebemos de cada um de vocês.

*A água que tocamos hoje,
tocou a vida de muitas gerações antes de nós e
moldará o futuro das que virão.*

Leonardo da Vinci¹

1 Foi um polímata italiano do Renascimento, reconhecido por sua profunda observação da natureza e das ciências. Esta citação reflete a continuidade e a importância da água ao longo do tempo, conectando o passado, presente e futuro na preservação das áreas úmidas.

PREFÁCIO 1

O Brasil é um país que abriga um grande número de Áreas Úmidas (AUs), que cobrem cerca de 20% do território nacional. Embora muitas dessas áreas sejam pequenas, como as AUs ripárias de pequenos córregos ou as lagoas rasas do Cerrado, elas ocorrem em grande número e desempenham um papel fundamental à ecologia das respectivas paisagens, a sua biodiversidade e às pessoas que vivem próximas a elas. Por outro lado, existem interesses econômicos de grandes grupos de usuários, tais como o agronegócio, a mineração, as madeireiras, o setor energético e a construção civil, bem como da crescente população rural, que aumentam a pressão sobre essas áreas e contribuem para sua destruição, com consequências desastrosas para a ecologia da paisagem, o ciclo hidrológico e a biodiversidade.

O Brasil é signatário, desde os anos 1990, da Convenção Ramsar, que é um tratado internacional no qual são elencadas ações para cada membro e para a cooperação entre países com o objetivo de promover a conservação e o uso racional de áreas úmidas no mundo. Essas ações estão fundamentadas na importância ecológica e no valor social, econômico, cultural, científico e recreativo de tais áreas. O Brasil, apesar da diversidade e quantidade de AUs presentes em seu território e mesmo passados quase trinta anos da assinatura da Convenção, pouco fez até o momento para cumprir com os compromissos assumidos perante a comunidade internacional.

A Constituição Federal de 1988, no Capítulo VI do Meio Ambiente, § 4º, declara o Pantanal “Patrimônio Nacional” e postula que a sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais. Além disso, os arts. 10 e 11 do Novo Código Florestal (Lei nº 12.651/12) no item: Áreas de Uso Restrito, define normas para Pantanaís e Planícies Pantaneiras para exploração ecologicamente sustentável. Apesar dessa situação de destaque legal e pública, essa região está sob pressão crescente de diferentes grupos e interesses econômicos. As propostas de lei federal e estadual não atendem às necessidades desse ecossistema ímpar e por isso geram dificuldades na interpretação legal do que é o Pantanal e a definição de estratégias para seu uso e proteção.

A reunião, por iniciativa do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-Áreas Úmidas), de cientistas de todo o país resultou na presente obra, que teve como organizadores o Prof. Dr. W. J. Junk e a Profa. Dra. Cátia Nunes.

O livro exhibe, ao longo de 23 capítulos, um resumo abrangente do conhecimento sobre os diferentes tipos de AUs interiores e costeiras do Brasil. Os autores apresentam

uma discussão minuciosa dos resultados obtidos para cada tipo de AU, fornecendo recomendações específicas que podem ser utilizadas por tomadores de decisão responsáveis pelas AUs, bem como pelo público interessado.

A obra busca fornecer um panorama completo e atualizado das AUs no Brasil, abordando aspectos físicos, dinâmicos, conceituais, jurídicos, legislação e impactos ambientais. Com uma abordagem técnica e embasada em pesquisas científicas, o livro se torna uma ferramenta valiosa para aqueles que desejam compreender e atuar na conservação e gestão das AUs brasileiras.

Este livro, escrito a várias mãos, é uma contribuição única para a Ciência de Áreas Úmidas e para os sistemas de gestão e monitoramento dessas áreas. Trata-se, sobretudo, de uma importante contribuição dada pela ciência para que o Brasil cumpra com os compromissos assumidos desde os anos 1990, quando passou à categoria de estado membro da Convenção de Ramsar.

Paulo Teixeira de Sousa Jr

Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT/INAU)

Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)

PREFÁCIO 2

Nas últimas décadas, a Ecologia brasileira galgou a auspiciosa posição de estar entre as áreas do conhecimento que têm apresentado as maiores taxas de crescimento em produção de artigos científicos. Atualmente, a comunidade de ecólogos brasileiros publica os resultados de suas pesquisas nos mais renomados periódicos nacionais e estrangeiros. O reconhecimento da excelência da Ecologia brasileira ultrapassou as fronteiras de nosso país e hoje desfruta de elevada respeitabilidade pela comunidade científica dos países do chamado primeiro mundo. Merece especial destaque o elevado contingente de recursos humanos, anualmente formado, tanto em nível de mestrado, quanto de doutorado, pelos centros de pesquisas em Ecologia, em universidades e institutos isolados. Em síntese, pode ser afirmado que a Ecologia brasileira alcançou sua maturidade com excelência.

Ao mesmo tempo que a Ecologia brasileira alcançou o exitoso patamar de maturidade acadêmica, o Brasil vive um período caracterizado pelos elevados índices de perda de biodiversidade e de degradação, sem precedentes, de seus recursos hídricos. Em algumas áreas úmidas e bacias hidrográficas brasileiras, o nível de degradação atingiu níveis tão altos, que compromete seriamente a possibilidade do uso de seus serviços pela sociedade, fato que afeta gravemente o desenvolvimento socioambiental de muitas regiões do país.

Embora de grande relevância científica, social e econômica, as áreas úmidas brasileiras estão entre os ecossistemas que ao longo de várias décadas têm sido submetidos a forte processo de degradação de suas características naturais. Os impactos aos quais as áreas úmidas brasileiras estão submetidas variam desde aterros, lançamento de efluentes domésticos, industriais e de mineração, introdução de espécies exóticas, até urbanização, dentre outros. Entre as várias consequências desses impactos, inclui-se a redução da qualidade de vida dos cidadãos brasileiros, que de diferentes maneiras usam os serviços desses ecossistemas para sua sobrevivência. Assim sendo, conhecimentos científicos sobre a estrutura e funcionamento das áreas úmidas brasileiras são estratégicos para qualquer plano de uso racional, manejo e recuperação desses ecossistemas.

A obra “Inventário das Áreas Úmidas Brasileiras: Distribuição, Ecologia, Manejo, Ameaças, e Lacunas de Conhecimento”, organizada pelo Dr. Wolfgang J. Junk e pela Dra. Cátia Nunes da Cunha, vem preencher uma importante lacuna sobre o conhecimento desses ecossistemas que estão dentre os mais importantes para a sociedade brasileira. Ela compreende 24 capítulos que contemplam áreas úmidas e reúne pesquisadores de todas as regiões do Brasil. Os capítulos foram elaborados com o mais elevado nível de qualidade científica e discorrem sobre temas absolutamente relevantes, como: biodiversidade, disponibilidade de recursos hídricos, ciclagem de nutrientes, com destaque para o carbono,

detalhamento sobre a extensão e classificação das diferentes áreas úmidas. O papel dessas áreas para o turismo, pesca, piscicultura e atividades agropecuárias também mereceu especial atenção, fato de relevância, pois no momento a sociedade discute, em vários fóruns, a importância da preservação dos ambientes naturais para a manutenção da qualidade de vida dos cidadãos brasileiros.

O capítulo síntese: “Discussão geral da situação atual das Áreas Úmidas brasileiras e recomendações para sua proteção e seu manejo sustentável”, de autoria dos renomados cientistas Wolfgang J. Junk, Cátia N. da Cunha e Yara S. Novelli, representa uma contribuição estruturante, não só para a ecologia, manejo e conservação das áreas úmidas, como também para a ecologia de outros ecossistemas brasileiros.

Como expresso na contracapa, a presente obra é o *“Resultado da sinergia entre dedicação e expertise, meticulosamente produzido sob a tutela da Coordenação e equipe INCT-INAU refletindo o compromisso com a excelência e a paixão pela preservação ambiental”*. Dificilmente poderíamos encontrar melhor definição para esta relevante contribuição, que o Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP) presta à ciência brasileira. Esta obra é uma importante fonte de conhecimentos, magistralmente organizados pelos pesquisadores Dr. Wolfgang J. Junk e Dra. Cátia Nunes da Cunha, que, como renomados estudiosos das áreas úmidas brasileiras, brindam, mais uma vez, a sociedade científica com uma contribuição estruturante para a ecologia brasileira.

Francisco de Assis Esteves

Professor Titular

Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade-NUPEM/UFRJ

PREFÁCIO 3

É com prazer que apresento o «Inventário Brasileiro das Áreas Úmidas», uma obra que marca um passo significativo em nossa jornada de conservação ambiental e combate às mudanças climáticas. Os levantamentos feitos para a elaboração deste inventário nos confirmam, mais uma vez, como sendo um país que tem uma biodiversidade inigualável e de ecossistemas essenciais para todo o sistema de vida, como as nossas zonas úmidas. Enquanto detentores de todo esse potencial ambiental, precisamos de ferramentas robustas para guiar políticas públicas eficazes e ações de preservação consistentes.

Este inventário é um reflexo da relevância atribuída pela Convenção de Ramsar às zonas úmidas, reconhecendo-as como referências vitais para definição de políticas e medidas de conservação. Por meio deste levantamento, temos a oportunidade de detectar áreas passíveis de inclusão na Lista de Zonas Úmidas de Importância Internacional, quantificar recursos, e avaliar estados e padrões essenciais para a tomada de decisões informadas.

Em um período em que os eventos extremos, como secas severas, tornam-se cada vez mais frequentes devido às mudanças climáticas, iniciativas como a deste livro são cruciais. Elas permitem não só avaliar a extensão e a natureza das nossas zonas úmidas, mas também fornecer direcionamentos para sua gestão e proteção. Destina-se a ser uma bússola para governos, comitês de bacias hidrográficas e todos aqueles comprometidos com a gestão responsável das nossas preciosas áreas aquáticas.

Enfrentamos desafios consideráveis no inventário das zonas úmidas, particularmente no que diz respeito à classificação e delimitação nos diversos biomas brasileiros. A esperança é que a publicação deste livro estimule os estados a realizarem seus próprios inventários, promovendo a proteção efetiva da água em nossas paisagens e evitando a perda e a degradação das zonas úmidas, garantindo assim a continuidade dos inestimáveis bens e serviços que elas fornecem.

Este é mais do que um livro; é um chamado à ação coletiva e à cooperação regional para a conservação das zonas úmidas, alinhado aos esforços da Convenção de Ramsar. Que sua leitura seja um catalisador para o progresso ambiental e a sustentabilidade em nosso país.

Não há mais tempo a perder, temos toda a técnica para as ações de conservação, temos muito conhecimento científico sobre essas áreas e seus serviços ambientais relevantes, agora é hora de implementar ações de proteção e conservação, como compromisso ético de um país detentor de tanta riqueza natural em suas mais variadas expressões.

Marina Silva

Ministra do Meio Ambiente e Mudança do Clima

SUMÁRIO

PREFÁCIO 1 <i>Paulo Teixeira de Sousa Jr</i> <i>Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT/INAU)</i> <i>Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)</i>	6
PREFÁCIO 2 <i>Francisco de Assis Esteves</i> <i>Professor Titular</i> <i>Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade-NUPEM/UFRJ</i>	8
PREFÁCIO 3 <i>Marina Silva</i> <i>Ministra do Meio Ambiente e Mudança do Clima</i>	10
APRESENTAÇÃO <i>Wolfgang J. Junk, Yara Schaeffer Novelli e Cátia Nunes da Cunha</i>	15
DEFINIÇÃO, DELINEAMENTO, CLASSIFICAÇÃO PARA UM INVENTÁRIO NACIONAL DE ÁREAS ÚMIDAS	17
INTRODUÇÃO GERAL <i>Wolfgang J. Junk, Yara Schaeffer-Novelli e Cátia Nunes da Cunha</i>	18
DEFINIÇÃO, DELINEAMENTO E CLASSIFICAÇÃO BRASILEIRA DAS ÁREAS ÚMIDAS <i>Wolfgang J. Junk</i>	29
ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS Considerações gerais <i>Yara Schaeffer-Novelli</i>	43 44
ECOSSISTEMA MANGUEZAL NO BRASIL: Situação do Conhecimento Científico e Recomendações para sua Gestão, Proteção e Conservação <i>Yara Schaeffer-Novelli, Elaine Bernini, Frederico Lage-Pinto, Renato de Almeida, Armando Soares dos Reis-Neto, Marília Cunha-Lignon e Shanna Bittencourt</i>	46

MATAS PERMANENTEMENTE ALAGADAS E MATAS PERIODICAMENTE ALAGÁVEIS DA PLANÍCIE COSTEIRA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO	99
<i>Bruno Coutinho Kurtz</i>	
CLASSIFICAÇÃO DOS MACRO-HÁBITATS DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA - RJ	115
<i>Rafael Lira Teixeira Santos, Rayanne Barros Setubal, Bruno Coutinho Kurtz, Edson Avelar Guimarães, Mauricio Mussi Molisani, Anderson Germano da Silva de Souza, Anna Carolina Fornero Aguiar, Clarice Casa Nova, Daniel da Silva Farias, Elder de Oliveira Sodré e Reinaldo Luiz Bozelli</i>	
ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS BRASILEIRAS: Situação do Conhecimento Científico e Recomendações para sua Gestão, Proteção e Conservação	142
<i>Yara Schaeffer-Novelli, Elaine Bernini, Frederico Lage-Pinto e Armando Soares dos Reis-Neto</i>	
AS ÁREAS ÚMIDAS INTERIORES	165
Considerações Gerais	166
<i>Wolfgang J. Junk</i>	
AS ÁREAS ÚMIDAS AO LONGO DOS GRANDES RIOS AMAZÔNICOS: VÁRZEAS E IGAPÓS	168
<i>Wolfgang J. Junk, Jochen Schöngart, Florian Wittmann e Maria Teresa Fernandez Piedade</i>	
AS ÁREAS ÚMIDAS DO BAIXO RIO GUAPORÉ	200
<i>Wolfgang J. Junk, Georg Irion, Erica Cezarine de Arruda, Florian Wittmann, Mônica Gabrielly Paêlo, Gustavo Mazon Nunes, Gilmar Alves Lima-Júnior e Cátia Nunes da Cunha</i>	
AS ÁREAS ÚMIDAS DO RIO ARAGUAIA	225
<i>Erica Cezarine de Arruda, Georg Irion, Gustavo Manzon Nunes, Cátia Nunes da Cunha e Wolfgang J. Junk</i>	
BIOMA PANTANAL: Status do Conhecimento Científico, Tipologias de Macro-Habitats e Recomendações para seu Uso Sustentável	251
<i>Cátia Nunes da Cunha, Arnildo Pott⁴, Vali Pott, Daniel Luís Zanella Kantek, Joisiane Mendes Araujo, Erica Cezarine de Arruda, Mônica Aragona, Carlos Teodoro José Hugueney Irigaray, Adriano Braun, Simoni Loverde-Oliveira, Walfrido Moraes Tomas, Georg Irion, Fabio de Oliveira Roque, Aguinaldo Silva, Catia Urbanetz e Wolfgang J. Junk</i>	
ÁREAS ÚMIDAS DO RIO PARANÁ	299
<i>Kawakita, K.; Agostinho, A.A.; Leli, I.T.; Stevaux, J.C.; Romagnolo, M.B.; Thomaz, S.M.; Pineda, A.; Oliveira, A.G.de; Silva, J.V.F. da; Deosti, S; Silva Junior, R.C.da. e Bonecker, C.C.</i>	

ÁREAS ÚMIDAS DAS SAVANAS DE RORAIMA <i>Reinaldo Imbrozio Barbosa, Sylvio Romério Briglia-Ferreira, Thiago Morato de Carvalho, Maiby Glorize da Silva Bandeira e Bruna Mendel</i>	CAPÍTULO 11 330
BURITIZAIS AMAZÔNICOS <i>John E. Householder, Wolfgang J. Junk, Maria T.F. Piedade e Florian Wittmann</i>	CAPÍTULO 12 356
AS FORMAÇÕES VEGETAIS AMAZÔNICAS SOBRE AREIAS BRANCAS: Campinaranas <i>Layon Oreste Demarchi, Viviane Pagnussat Klein, Jochen Schöngart, Florian Wittmann e Maria Teresa Fernandez Piedade</i>	CAPÍTULO 13 375
ÁREAS ÚMIDAS DA REGIÃO DOS FORMADORES DO RIO XINGU (MATO GROSSO, BRASIL) <i>Rosely Alvim Sanches e Amintas Nazareth Rossete</i>	CAPÍTULO 14 407
RIACHOS E ÁREAS ÚMIDAS RIPÁRIAS NO BRASIL: Situação do conhecimento científico e recomendações para sua proteção <i>Wolfgang J. Junk, Florian Wittmann, Jochen Schöngart, Maria Teresa Fernandez Piedade, Cátia Nunes da Cunha, Stela Rosa Amaral Gonçalves, Edelin Jean Milien e Karl Matthias Wantzen</i>	CAPÍTULO 15 425
LAGOAS TEMPORÁRIAS DA REGIÃO SEMIÁRIDA <i>Ligia Queiroz Matias</i>	CAPÍTULO 16 464
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DAS LAGOAS RASAS DO CERRADO CENTRAL DO BRASIL <i>Luciana de Mendonça Galvão e Lourdes Maria Abdu Elmoor Loureiro</i>	CAPÍTULO 17 484
ECOSSISTEMAS VEREDAS DO BRASIL: Situação do conhecimento científico, tipologias e recomendação para sua proteção <i>Cátia Nunes da Cunha, Ingrid Horák-Terra, Alexandre Christófaros Silva, Ani Cátia Giotto, Chesterton Ulysses Orlando Eugênio, Natália Macedo Ivanauskas, Marco Aurélio Nalon, Márcio Rossi, Eduardo Vieira dos Santos, Alexandre Ebert, Felix Beer, Stela Rosa do Amaral Gonçalves, Erica Cezarine de Arruda, Eduardo Guimarães Couto e Karl Matthias Wantzen</i>	CAPÍTULO 18 499
CAMPOS DE MURUNDUS: Distribuição, hidrologia, biodiversidade e ameaças <i>Suelma Ribeiro Silva, Jepherson Correia Sales, Lucas Moreira Furlan, Vânia Rosolen e César Augusto Moreira</i>	CAPÍTULO 19 533

	<u>CAPÍTULO 20</u>	
TURFEIRAS DO BRASIL: Ocorrência, Serviços Ecossistêmicos, Biodiversidade, Impactos Antropogênicos e Paleoambientes		557
<i>Alexandre Christofaro Silva, Diego Tassinari, Ingrid Horák-Terra, Uidemar Moraes Barral, Pablo Vidal-Torrado e Camila Rodrigues Costa</i>		
	<u>CAPÍTULO 21</u>	
BANHADOS DOS CAMPOS DO PLANALTO DAS ARAUCÁRIAS		599
<i>Tatiana Lobato-de-Magalhães, Jaime Antonio de Almeida, Roseli Lopes da Costa Bortoluzzi, Adelar Mantovani e Jackson Adriano Albuquerque</i>		
	<u>CAPÍTULO 22</u>	
PEQUENAS ÁREAS ÚMIDAS GEOGRAFICAMENTE ISOLADAS DO SETOR DE CUESTA E DEPRESSÃO PERIFÉRICA PAULISTA: inventário, hidrologia e governança ambiental		619
<i>Lucas Moreira Furlan, Deise Aparecida Junqueira, César Augusto Moreira e Vania Rosolen</i>		
	<u>CAPÍTULO 23</u>	
ÁREAS ÚMIDAS NO TERRITÓRIO DO ESTADO DE SÃO PAULO		632
<i>Márcio Rossi, Natália Macedo Ivanauskas, Marina Mitsue Kanashiro, Aleksander Zamorano Antunes, Maria Teresa Zugliani Toniato e Marco Aurélio Nalon</i>		
	<u>SEÇÃO IV</u>	
DISCUSSÃO E RECOMENDAÇÕES		695
DISCUSSÃO GERAL DA SITUAÇÃO ATUAL DAS ÁREAS ÚMIDAS BRASILEIRAS E RECOMENDAÇÕES PARA SUA PROTEÇÃO E SEU MANEJO SUSTENTÁVEL		696
<i>Wolfgang J. Junk, Cátia Nunes da Cunha e Yara Schaeffer Novelli</i>		

APRESENTAÇÃO

Wolfgang J. Junk, Yara Schaeffer Novelli e Cátia Nunes da Cunha

Em 2019, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) informou à coordenação do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU) que a diretoria da Convenção Ramsar tinha abordado o Governo brasileiro com o pedido para fornecer-lhe um inventário atualizado das áreas úmidas (AUs) brasileiras. Sendo o Brasil membro dessa Convenção, o MMA pediu à coordenação⁰⁷⁴ do INAU que realizasse esse inventário. Os coordenadores do INAU, os professores Paulo Teixeira de Sousa Júnior e Wolfgang J. Junk, aceitaram a tarefa e estabeleceram um grupo de trabalho, liderado pelos professores Wolfgang J. Junk e Cátia Nunes da Cunha, para preparar os trabalhos necessários.

Decidiu-se que um levantamento atualizado deveria incluir a participação ativa do maior número possível de especialistas brasileiros trabalhando na área. Para esses fins foi elaborado um formulário amplo com perguntas específicas sobre as AUs, tratadas pelos respectivos cientistas. Esse formulário foi enviado para 171 colegas pesquisadores; 98 pesquisadores de 39 instituições participaram e devolveram 54 formulários preenchidos. A participação dos colegas mostrou-se importantíssima, porque eles ampliaram bastante a base de conhecimento sobre os diferentes tipos de AUs.

O próximo passo resultou na formação de grupos temáticos, que juntaram os dados locais e regionais fornecidos pelos formulários com dados da literatura para conseguir uma visão ampla e atualizada, cobrindo as AUs em todo o território nacional. Concordou-se que os trabalhos dos grupos seriam reunidos em capítulos nominais em um livro a ser publicado em português, para dar o devido crédito aos autores participantes. Recomendou-se aos grupos para também elaborarem versões em inglês a serem submetidas a revistas internacionais. Os trabalhos sobre as AUs costeiras foram coordenados pela Dra. Yara Schaeffer-Novelli, cientista da Universidade de São Paulo – USP. A coordenação científica dos trabalhos sobre as AUs interiores e a organização do livro foram assumidas pelo Dr. Wolfgang J. Junk, coordenador científico do INCT-INAU, e a Dra. Cátia Nunes da Cunha, cientista do INCT-INAU e da UFMT, Cuiabá, MT. Os trabalhos administrativos foram realizados pela Sra. Erica Cezarine de Arruda, INCT-INAU, UFMT.

Concordou-se que a base científica dos trabalhos sejam a definição, o delineamento e a classificação brasileira das AUs, publicado em 2014 por um consórcio de cientistas brasileiros e estrangeiros de alto nível (Junk *et al.*, 2014a,b), e aceito pelo Conselho Nacional de Zonas Úmidas (CNZU) em 2015. As definições encontram-se no **Capítulo 2** deste livro. A classificação divide as AUs em três sistemas: AUs costeiras, AUs interiores e AUs antropogênicas. O presente livro trata das AUs costeiras e interiores. As AUs antropogênicas

não foram abordadas, porque faltam estudos específicos. A disponibilidade de informações científicas varia entre as diferentes AUs naturais. Por isso, a sua apresentação nos diferentes capítulos varia também.

Dra. Yara Schaeffer-Novelli, coordenadora do grupo que trabalhou sobre as AUs costeiras, decidiu juntar as contribuições individuais sobre os manguezais em um único capítulo. Outras AUs costeiras são tratadas em três capítulos individuais. As AUs interiores são muito mais diversificadas e espalhadas no inteiro território brasileiro. Várias delas representam complexas paisagens úmidas (PUs) de dezenas de milhares de quilômetros quadrados e necessitam de um tratamento específico. Muitas delas são muito bem estudadas. Por exemplo, além de centenas de publicações individuais, existem vários livros sobre as várzeas e igapós amazônicos, o Pantanal, e a área alagável do rio Paraná. Outras PUs são pouco estudadas, como as das cabeceiras do rio Xingu e das savanas de Roraima. Estudos sobre pequenas AUs, tais como AUs ripárias ao longo de riachos e pequenos rios, lagoas rasas do Cerrado, turfeiras, e buritizais são espalhados, e os autores dos respectivos capítulos tinham que combinar os resultados de suas pesquisas com informações da literatura para providenciar resumos mais completos possíveis. Considerando essa situação, Dr. Wolfgang Junk, coordenador dos trabalhos sobre as AUs interiores, decidiu apresentar as contribuições individuais em capítulos separados. Ele recomendou linhas gerais de apresentação, respeitando, porém, a liberdade dos autores de apresentar os seus trabalhos de forma individual. Essa abordagem foi bem aceita pelos participantes.

O livro representa o primeiro esforço da comunidade científica brasileira, que trabalha em AUs, de apresentar os seus dados de forma coordenada. Independentemente do tamanho e da complexidade das AUs tratadas, todos os trabalhos contribuem para o conhecimento sobre a distribuição, a ecologia, o uso e as ameaças das AUs brasileiras. Além disso, eles mostram as lacunas de conhecimento existentes e fornecem recomendações sobre como fechá-las. Os capítulos colaboram também para a complementação da classificação das AUs brasileiras, que foi publicada dez anos atrás por Junk *et al.* (2014a,b). Este desenvolvimento demonstra a dinâmica das pesquisas em andamento.

REFERÊNCIAS

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y. & Agostinho, A.A. (2014 a): *Brazilian wetlands: definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Environments* 24: 5-22.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A., Nóbrega, R.L.B., & Camargo, E. (2014 b): Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. *In*: Nunes da Cunha, C., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (eds.). *Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats*. Instituto Nacional de Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, MT: 13-76.

SEÇÃO I
DEFINIÇÃO, DELINEAMENTO,
CLASSIFICAÇÃO PARA UM INVENTÁRIO
NACIONAL DE ÁREAS ÚMIDAS



INTRODUÇÃO GERAL

Wolfgang J. Junk¹, Yara Schaeffer-Novelli² e Catia Nunes da Cunha³

¹ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT–INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT); Av. Fernando Corrêa da Costa, nº 2367, Boa Esperança, 78.060-900, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil; wjj@evolbio.mpg.de

² Universidade de São Paulo – SP, Instituto Bioma Brasil – Brasil; novelli@usp.br

³ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT–INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Pesquisadora Associada, Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade; Av. Fernando Corrêa da Costa, nº 2367, Boa Esperança, 78.060-900, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil.; biocnc@gmail.com

RESUMO

Este livro é o resultado de um pedido fornecido pela diretoria da Convenção Ramsar ao Governo brasileiro para apresentar um inventário atualizado das áreas úmidas brasileiras. O Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU), sediado na Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), em Cuiabá, aceitou o convite de coordenar este inventário e estabeleceu a infraestrutura necessária para sua realização. No levantamento participaram 98 pesquisadores de 39 universidades e instituições de pesquisa do país inteiro. A organização do esforço é descrita no texto. Trata-se da terceira iniciativa depois de dois levantamentos realizados em 1986 e 1994. Ele se baseia na definição, no delineamento e na classificação das AUs brasileiras publicados em 2014. A posição das AUs na interface entre ecossistemas terrestres e aquáticos é discutida e a inclusão de unidades paisagísticas (macro-habitats) permanentemente terrestres e permanentemente aquáticas é justificada. A situação legal das AUs é tratada em relação ao Código Florestal, às Metas Nacionais de Biodiversidade 2011–2020, e outras abordagens nacionais. A distribuição das AUs nos biomas brasileiros é discutida destacando diferenciais relativos ao seu tamanho e sua complexidade. Também chama atenção a ameaças, aspectos de manejo e lacunas de conhecimento. O inventário atende à responsabilidade do Brasil como signatário da Convenção Ramsar, que estabeleceu que todas as partes contratantes deveriam realizar inventários das áreas úmidas nacionais em conformidade com o Marco de Ramsar, até 2015.

Palavras-chave: Inventário nacional, Áreas úmidas brasileiras, Participação colaborativa.

ABSTRACT

General Introduction – The book is the result of a request submitted by the Ramsar Convention to the Brazilian Government to present an actualized inventory of the Brazilian wetlands. The National Institute for Science and Technology in Wetlands, (Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas, INCT-INAU), located at the Federal University of Mato Grosso in Cuiabá, accepted the invitation to coordinate this inventory and established the necessary infrastructure for its realization. Ninety-eight scientists belonging to 39 universities and research institutions participated in the effort. The organization of their work is described in the text. This is the third initiative, after two inventories compiled in 1986 and 1994. It is based on the definition, delimitation and classification of Brazilian wetlands published in 2014. The position of wetlands at the interface between terrestrial and aquatic ecosystems is discussed and the inclusion of permanently terrestrial and aquatic landscape units (macrohabitats) is justified. The legal status of the wetlands is considered with respect to the new forest code, the national biodiversity goals of 2011–2020, and other national efforts. Wetland distribution in Brazilian biomes is addressed, with special attention given to differences in wetland size and complexity. Information on current threats, management aspects and knowledge gaps is included in the discussion. The inventory fulfills the responsibility of Brazil as member of the Ramsar Convention, which requires of all participants the realization of national wetland inventories according to the Ramsar rules by 2015.

Keywords: National inventory, Brazilian wetlands, Collaborative participation.

HISTÓRICO DOS LEVANTAMENTOS E METAS POLÍTICAS

Com 8.516.000 km² de território, o Brasil possui vastos recursos hídricos, porém sua distribuição não é equilibrada. Mesmo em regiões com alta precipitação, podem ocorrer períodos de estiagem prolongados. Nesse contexto, as Áreas Úmidas (AUs) desempenham um papel fundamental como tampão hidrológico. Pelo menos 20% do território do país é coberto por AUs de diversos tamanhos e tipos ecológicos (Junk *et al.*, 2011). Na Amazônia Central essa porcentagem pode subir para 30% ou mais.

O alto grau de impacto humano que as áreas úmidas enfrentam as inclui entre os ecossistemas mais afetados de comprometimento pelo homem. Esse impacto abrange drenagem para atividades agropecuárias, poluição por esgotos industriais e resíduos domésticos, dejetos da mineração, impactos das hidrelétricas no regime hidrológico, construção de hidrovias e diques, exploração de recursos naturais e desmatamento das cabeceiras e áreas ripárias dos rios.

Em 1965, com o Código Florestal, Lei nº 4.771, deu-se início à proteção de faixas de floresta ao longo dos córregos e rios, de acordo com a sua largura, “sendo considerado o nível mais alto, isto é, o nível alcançado por ocasião da cheia sazonal do curso d’água perene ou intermitente”, como definido pela resolução Conama nº 303, de 20 de março de 2002, que dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Área de Proteção Permanente (APP). Esse instrumento deu início à proteção das áreas úmidas, assegurando sua integridade.

Na compilação do manual das AUs neotropicais, incentivado por várias organizações internacionais, tratando da proteção de aves e outros animais aquáticos e seus habitats, entre elas a International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) e o World Wildlife Fund (WWF), o Brasil teve as primeiras iniciativas de inventários, um conduzido por Derek A. Scott e Montserrat Carbonell, em 1986, intitulado “A Directory of Neotropical Wetlands” (Scott; Carbonell, 1986). Nesse manual foram definidos oito tipos de AUs costeiras, nove tipos de AUs interiores e dois tipos de AUs antropogênicas. Um catálogo com 12 perguntas foi formulado pedindo informações geográficas, ecológicas, de manejo e de proteção. No Brasil, 50 localidades foram levantadas. As bases científicas eram as informações fornecidas por redes de cientistas locais e internacionais e a análise da literatura, porém, para várias localidades, não havia informações disponíveis.

Um segundo inventário foi publicado por Diegues (1994), incentivado também pelo IUCN com o apoio do Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas em Áreas Úmidas Brasileiras (Nupaub) da Universidade de São Paulo. Esse inventário usava a mesma abordagem metodológica, como o inventário de Scott e Carbonell (1986). Foram definidos 11 tipos de AUs costeiras, oito tipos de AUs interiores e três tipos de AUs antropogênicas. Onze perguntas foram formuladas solicitando de forma resumida informações sobre localização, área, clima, flora, fauna e população humana de 84

localidades. Os dados principais, além de informações da literatura, eram obtidos a partir dos levantamentos do Projeto Radam Brasil, realizados pelo Ministério de Minas e Energia e publicados a partir de 1973. O inventário de Diegues (1994) complementa as informações do primeiro inventário de Scott e Carbonell (1986), porém mostrava as grandes lacunas de conhecimento existentes naquela época e o problema da metodologia aplicada – perguntas simples querendo respostas curtas para problemas complexos. Por exemplo, a indicação da área variava frequentemente entre ambos os inventários, um problema até hoje sem solução satisfatória, uma vez que em muitos casos a base de dados é insuficiente. Ambos os inventários não foram parte das políticas nacionais de proteção das áreas úmidas.

Apesar dessas iniciativas, o maior impacto negativo sobre as AUs ocorreu em 2012. A Lei nº 12.651/2012, conhecida como a Lei de Proteção da Vegetação Nativa, alterando a proteção das Áreas de Preservação Permanente (APPs) do Código Florestal, Lei nº 4.771, está agora definida como: “a calha por onde correm regularmente as águas do curso d’água durante o ano”. Esse regramento deixou a maioria das áreas úmidas que englobam as margens de corpos de água naturais perenes e intermitentes sem proteção legal, impactando negativamente os serviços prestados aos seres humanos e ao meio ambiente (Candotti *et al.*, 2015). Essa decisão repercutiu nas leis ambientais dos estados brasileiros, antes mais protetivas, que seguiram a nova proposição federal reformulando de forma menos restritiva.

O Brasil, como signatário da Convenção Ramsar (1971), precisa atender ao Planejamento Estratégico da Convenção de Ramsar (2009-2015), que estabeleceu que todas as partes contratantes deveriam realizar inventários das áreas úmidas nacionais em conformidade com o *Marco de Ramsar para o Inventário de Áreas Úmidas*, até 2015. O referido instrumento deve ser baseado em uma classificação adaptada à realidade brasileira. O inventário deve ainda quantificar as áreas úmidas no Brasil, avaliar a situação e tendência de mudanças desses ecossistemas, apontar áreas que devem ser restauradas, localizar áreas que estão desprotegidas, avaliar os riscos e vulnerabilidades e mapear os serviços ecossistêmicos providos (Ramsar Convention Secretariat, 2010). Ele deve, ainda, ser uma ferramenta-chave para a formulação de políticas públicas para a execução de ações que promovam sua conservação. Além disso, o levantamento auxiliará no cumprimento da Meta Nacional de Biodiversidade 2011-2020 nº 19, “as bases científicas e as tecnologias necessárias para o conhecimento sobre a biodiversidade, seus valores, funcionamento e tendências e sobre as consequências de sua perda terão sido ampliados e compartilhados, e o usos sustentável, a geração de tecnologia e inovação a partir da biodiversidade estarão apoiados, devidamente transferidos e aplicados...”, subsidiando o cumprimento de três outras Metas Nacionais de Biodiversidade (Quadro 1).

Quadro 1 - Metas Nacionais de Biodiversidade 2011–2020 relacionadas com o inventário de áreas úmidas brasileiro (Resolução Conabio nº 06/2013)

Meta Nacional 11 – Até 2020, serão conservadas, por meio de unidades de conservação previstas na Lei do SNUC e outras categorias de áreas oficialmente protegidas, como APPs, reservas legais e terras indígenas com vegetação nativa, pelo menos 30% da Amazônia, 17% de cada um dos demais biomas terrestres e 10% de áreas marinhas e costeiras, principalmente áreas de especial importância para biodiversidade e serviços ecossistêmicos, assegurada e respeitada a demarcação, regularização e a gestão efetiva e equitativa, visando garantir a interligação, integração e representação ecológica em paisagens terrestres e marinhas mais amplas.

Meta Nacional 14 – Ecossistemas provedores de serviços essenciais, inclusive serviços relativos à água e que contribuem à saúde, meios de vida e bem-estar, terão sido restaurados e preservados, levando em conta as necessidades das mulheres, povos e comunidades tradicionais, povos indígenas e comunidades locais, pobres e vulneráveis.

Meta Nacional 10 – As múltiplas pressões antropogênicas sobre recifes de coral e demais ecossistemas marinhos e costeiros impactados por mudanças de clima ou acidificação oceânica terão sido minimizadas para que sua integridade e funcionamento sejam mantidos.

Nas décadas após os primeiros levantamentos muitas informações novas foram elaboradas e as abordagens científicas mudaram. O levantamento apresentado tem por base abordagens conceituais modernas, realizadas por pesquisadores ou grupos de pesquisadores no território brasileiro. As AUs são vistas como ecossistemas intermediários entre ecossistemas terrestres e aquáticos com fortes conexões entre ambos. A descrição das AUs tem por base a tipologia popular reconhecida no Brasil, o que facilita a discussão entre a população em geral, os cientistas e os tomadores de decisão (**Capítulo 1**).

A DISTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS ÚMIDAS NOS BIOMAS BRASILEIROS

Os ecossistemas aquáticos podem ser diferenciados em ecossistemas situados dentro dos continentes (águas interiores, tais como rios e lagos) e ecossistemas marinhos, que são inseridos nos oceanos que, por sua vez, cobrem 70% da superfície do globo. Para todos os ecossistemas existem conceitos, que tratam de suas estruturas, funções e de sua biodiversidade. As áreas úmidas representam um grupo intermediário entre ecossistemas terrestres e aquáticos, apresentando características de ambos os tipos (Figura 1).

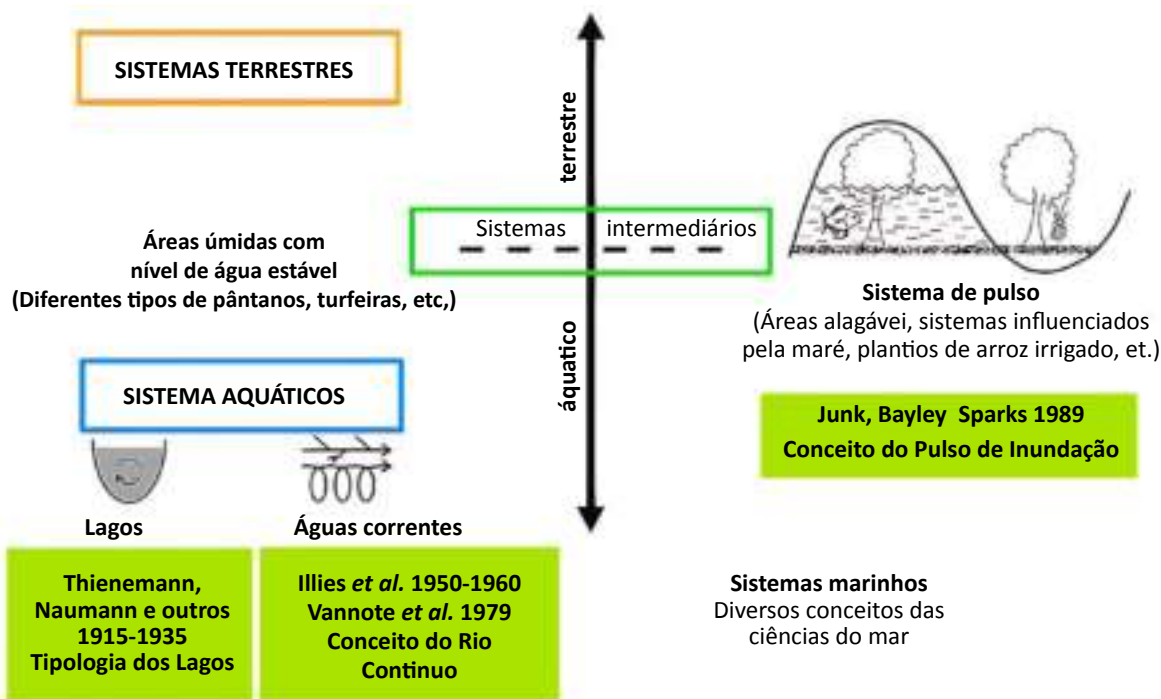


Figura 1. A posição das áreas úmidas em relação a outros ecossistemas aquáticos e terrestres. (Junk, 1997, modificado).

Na literatura existem várias definições para AUs, como apresentado em Junk *et al.* (2014) e discutido no **Capítulo 1**. Aqui, nos referimos à definição brasileira que diz: “Áreas Úmidas (AUs) são **ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos**, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica”.

Fica evidente que a conexão das AUs com os diferentes tipos de ecossistemas terrestres e aquáticos, tanto de águas interiores quanto marinhos, tem grande influência para as suas características físico-químicas, bem como para sua flora e fauna. Por isso, os conceitos sobre os ecossistemas aquáticos e terrestres têm que ser considerados quando da abordagem das AUs. Não existe um conceito que trata das AUs em geral. Para as AUs com nível de água variável existe o Conceito de Pulso de Inundação (*Flood Pulse Concept*, Junk *et al.*, 1989). Áreas alagáveis são áreas transicionais entre a terra firme e áreas permanentemente aquáticas, nas quais pulsos de inundação, que podem diferir em frequência, amplitude, duração e previsibilidade, determinam os processos ecológicos e a ocorrência de espécies vegetais e animais, inclusive as suas adaptações e os seus ciclos de vida.

No contexto de seu território, o Brasil abrange diversas unidades paisagísticas de grande porte, cada uma caracterizada por variações climáticas e vegetacionais únicas. Essa diversidade é representada pelos seis biomas continentais - Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pantanal e Pampa - além do Sistema Costeiro-Marinho (Figura 2) - (IBGE, 2019).

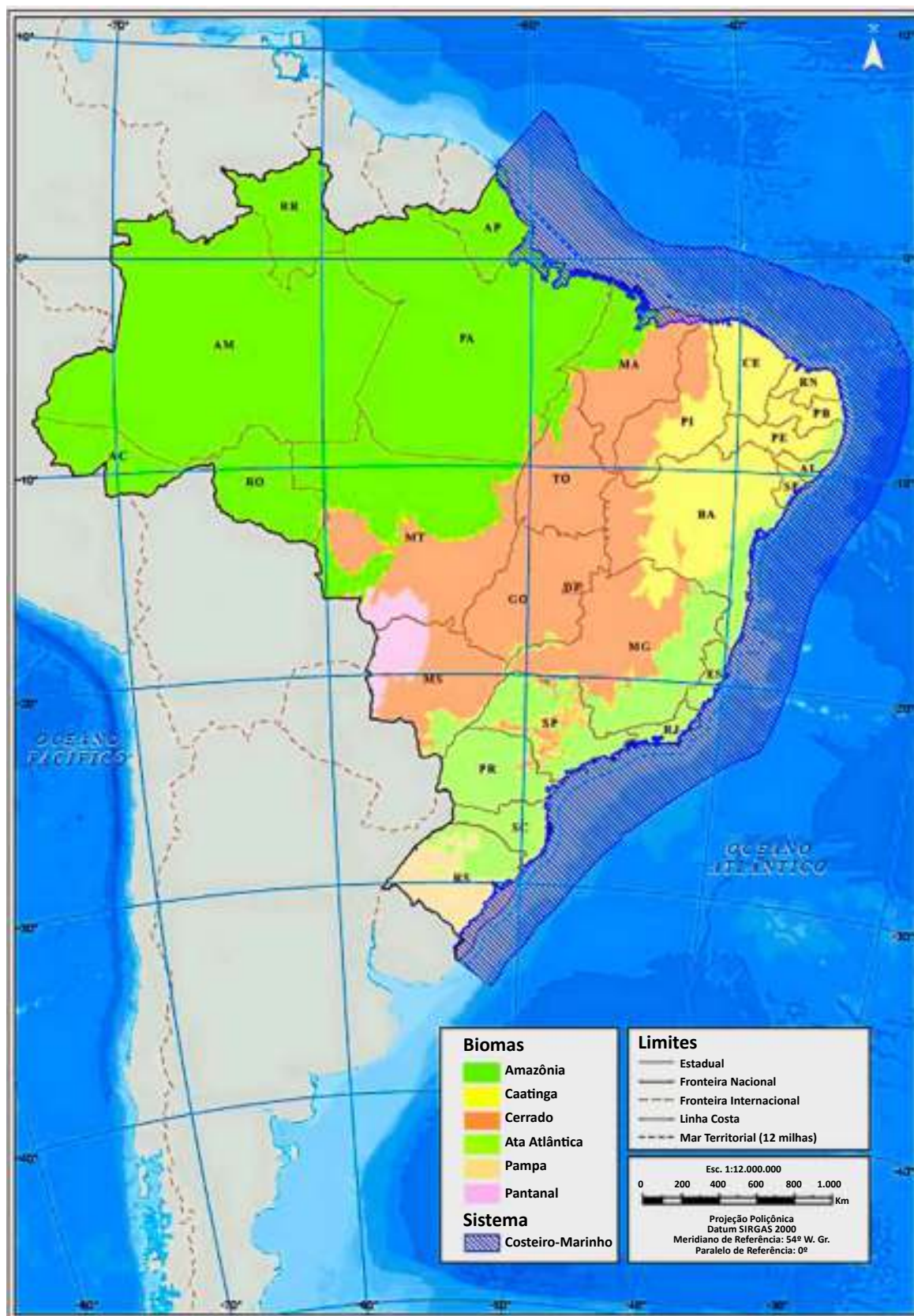


Figura 2. Mapa com a distribuição oficial dos Biomas do Brasil. Fonte: IBGE (2019).

O bioma Amazônia é o maior do Brasil, cobrindo mais de 40% do território nacional - 4,196.943 milhões de km² (IBGE, 2004). Possui alta umidade relativa do ar, em torno de 88% na estação das chuvas e 77% na estação seca. As chuvas variam de 1.500 mm a 3.000 mm, com média de 2.300 mm/ano e até 5.000 mm/ano em seu setor ocidental. Essa pequena diferença na precipitação entre as estações permite o crescimento de uma densa e alta floresta com diversos ecossistemas, incluindo florestas de terra firme, estacionais, igapó, campos alagados, várzeas, savanas, refúgios montanhosos e formações pioneiras.

O bioma Pantanal é uma das maiores áreas úmidas contínuas do mundo, com aproximadamente 150.355 km² (IBGE, 2004), representando 1,76% do território brasileiro. Possui um índice pluviométrico de 1.110 mm por ano e um clima quente durante a maior parte do ano, com temperatura média anual de 24 °C, chegando a 33 °C no verão e em torno de 16 °C no inverno. A umidade relativa do ar varia de cerca de 50% no inverno a 75% no verão. Esse bioma é uma planície aluvial influenciada por rios que drenam a bacia do Alto Paraguai.

O bioma Mata Atlântica cobre cerca de 15% do território brasileiro, originalmente ocupando mais de 1,3 milhão de km² em 17 estados do país, estendendo-se ao longo da costa. O clima predominante é o tropical úmido, com temperaturas elevadas e chuvas abundantes. Em algumas regiões específicas, podem ser encontrados clima tropical de altitude e subtropical úmido. O bioma é composto por várias formações florestais nativas, incluindo a floresta ombrófila densa, a floresta ombrófila mista (mata de araucárias), a floresta ombrófila aberta, a floresta estacional semidecidual e a floresta estacional decidual, além de ecossistemas associados como manguezais, vegetações de restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais do nordeste.

O bioma Cerrado é o segundo maior do Brasil, cobrindo cerca de 2.036.448 km², equivalente a 22% do território nacional. Ele se estende por vários estados do Brasil central, incluindo Goiás, Tocantins, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Bahia, Maranhão, Piauí, Rondônia, Paraná, São Paulo e Distrito Federal, além de ter encaves no Amapá, Roraima e Amazonas. O clima é do tipo tropical, com precipitação variando em média de 750 a 2.000 mm por ano, embora na maior parte do ano ocorram chuvas entre 1.100 e 1.600 mm.

O bioma Caatinga abrange aproximadamente 844.453 km², correspondendo a 11% do território nacional. É caracterizado por um clima semiárido, com precipitação média anual de cerca de 800 mm. Os períodos mais chuvosos podem atingir até 1.000 mm anualmente, enquanto os mais secos registram apenas 200 mm por ano. A vegetação da Caatinga possui um aspecto rústico, mas, durante o período das chuvas, surgem flores coloridas, com um índice pluviométrico variando de 300 a 800 mm.

O bioma Pampa, exclusivo do estado do Rio Grande do Sul, ocupa 176.496 km² (IBGE, 2004), o que representa 2,07% do território brasileiro. Suas paisagens naturais são diversas, incluindo serras, planícies, morros rupestres e coxilhas. O clima é frio

e úmido, com temperaturas que podem chegar a 35 °C no verão e médias negativas no inverno. As chuvas são concentradas no inverno, com precipitação anual média de 1.200 mm. A vegetação é composta principalmente por espécies herbáceas, com grande variedade de gramíneas, arbustos e árvores de pequeno porte. A paisagem é predominantemente de campos naturais, com algumas áreas de matas nas margens de terrenos mais acidentados.

O sistema Costeiro-Marinheiro ocupa, no novo mapeamento, publicado pelo IBGE em 2019, em escala compatível com a escala 1:250.000, uma área total de cerca de 4,5 milhões de km², equivalente a mais da metade do território terrestre do Brasil. O sistema, que se estende do Oiapoque/AP (04º 52'N) ao Chuí/RS (33º 45'S), inclui a linha de costa dos 17 estados da margem atlântica, considera a interação entre os biomas terrestres, predominantemente composto por sua parte marítima, além dos diferentes ecossistemas costeiros, cuja parte continental corresponde a cerca de 6,27% da sua área total: abrangendo 42% equivalentes ao bioma Amazônia; 25%, ao bioma Pampa; 20%, ao bioma Mata Atlântica; além dos biomas Caatinga, Cerrado e Pampa em menores porções. Ao longo do extenso litoral brasileiro, as amplitudes térmicas, de precipitação pluvial, condições maregráficas, geomorfológicas, climáticas, oceanográficas, são extremamente variáveis tanto local como temporalmente ao longo do ano.

As AUs costeiras se estendem ao longo da costa brasileira, com cerca de 87.637 km de extensão, apresentam ampla variedade de ecossistemas, como dunas, restingas, praias arenosas, costões rochosos, lagunas, estuários, marismas, manguezais e recifes de corais. Cerca de 77% da costa se encontra na Zona Tropical e 23% na Zona Subtropical (além dos 23º26' de latitude Sul).

As AUs são distribuídas nesses biomas em formas e concentrações diferentes. A classificação brasileira das AUs diferencia entre dois grupos, como descrito no **Capítulo 1**. O primeiro inclui AUs relativamente pequenas com estruturas simples, tais como nas AUs interiores as AUs ripárias, lagoas temporárias e campos de murunduns, e nas áreas costeiras as restingas, as praias arenosas, os costões rochosos, marismas, e os recifes de coral. O pequeno tamanho desses grupos de AUs, individualmente, não deve ser erroneamente correlacionado quanto ao seu grau de importância ecológica. Primeiro, a soma delas pode atingir extensões consideráveis, a exemplo das AUs ripárias ao longo dos pequenos rios e dos manguezais no litoral amazônico, estuários e marismas, como na Lagoa dos Patos/RS. Devido a essas extensões, elas adquirem grande importância, por exemplo, para o ciclo hidrológico das respectivas paisagens (*landscapes/seascapes*). Segundo, cada AU tem importância individual para a flora e fauna local. Como exemplo, pode ser feita referência às conectividades horizontal e vertical entre manguezais, bancos de macroalgas e recifes de coral no que tange a representarem importante base da cadeia alimentar e na biodiversidade costeiro-marinha, além de serem expoentes quanto ao carbono azul.

O segundo grupo inclui grandes e complexas Paisagens Úmidas - PUs (*wetscapes*), que cobrem áreas até milhares de quilômetros quadrados de extensão e incluem dezenas de diferentes macro-hábitats, cobrindo todo gradiente hidrológico de permanentemente aquático até permanentemente terrestre. Exemplos para as PUs interiores são as várzeas e igapós amazônicos, o Pantanal e as áreas alagáveis dos rios Paraná e Araguaia, que já foram classificados em nível de macro-hábitat. Para as áreas costeiras, destacam-se os deltas dos grandes rios, os Lençóis Maranhenses e o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ, o último já classificado em nível de macro-hábitat. Os macro-hábitats dessas PUs interagem e justificam ser tratados sob uma abordagem holística. Em muitas dessas PUs vivem grupos de comunidades tradicionais e indígenas que usam os recursos naturais ou partes do solo para produção agrária ou pecuária. Isso significa que a abordagem holística tem que incluir também aspectos socioeconômicos, culturais, de manejo, e de políticas públicas. Informações adicionais são apresentadas no **Capítulo 1**.

DISCUSSÃO

O livro representa o primeiro esforço da comunidade científica brasileira, que trabalha em AUs, de apresentar os seus dados de forma coordenada. Independentemente do tamanho e da complexidade das AUs tratadas, todos os trabalhos contribuem para o conhecimento sobre a distribuição, a ecologia, o uso, e as ameaças das AUs brasileiras.

Ele representa um inventário dos diferentes tipos de AUs brasileiras, destacando sua distribuição, ecologia, manejo, ameaças e lacunas de conhecimento baseado na experiência de pesquisadores de diferentes regiões brasileiras. Os capítulos relatam a qualidade dos solos e a química da água das respectivas AUs em relação à geologia regional. Eles discutem a cobertura vegetal na base dos conceitos vegetacionais dos respectivos biomas e a ocorrência dos animais característicos. O aproveitamento dos recursos naturais e outros impactos antropogênicos são descritos, enquanto são apresentadas propostas para a proteção e o manejo sustentável, levando em conta as políticas públicas nacionais, estaduais e locais. Também são mencionadas as grandes lacunas de conhecimento que existem, por exemplo, em relação à distribuição e extensão dos diferentes tipos de AUs, a sua biodiversidade, e ao nível e à dinâmica dos impactos antropogênicos. Todos os capítulos fornecem também recomendações sobre como fechá-las. Uma contribuição importante é a atualização da classificação das AUs brasileiras, que foi publicada dez anos atrás por Junk *et al.* (2014a,b). Este desenvolvimento demonstra a dinâmica das pesquisas em andamento.

REFERÊNCIAS

- Brasil (Presidência da República) (1965). Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. [Internet]. Diário Oficial da União. 1965 setembro 28 [citado em 2023 fev. 03]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm
- Brasil (Presidência da República) (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 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. [Internet]. Diário Oficial da União. 2012 maio 28 [citado em 2023 fev. 03]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm
- Candotti, E., Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (2015). Pode ser a gota d'água. Opinião EMTEMPO, Manaus, 24.3.2015.
- Comissão Nacional de Biodiversidade – CONABIO. (2023). Resolução nº 06, de 03 de setembro de 2013. Dispõe sobre as Metas Nacionais de Biodiversidade para 2020. Disponível em: http://www.rbma.org.br/anuariomata-atlantica/pdf/metas_nacionais_biodiversidade_cdb_2020.pdf. Acesso em: 03 de fevereiro de 2023.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. (2023). Resolução nº 303, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Diário Oficial da União, 13 maio 2002. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=299. Acesso em: 03 de fevereiro de 2023.
- Diegues, A.C.S. (1994). An inventory of Brazilians wetlands. IUCN, Gland, Switzerland: 215p.
- Illies, J. (1961). Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. Int Revue ges. Hydrobiol. 46 (2): 205-213.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2004). Biomas do Brasil: 1:5 000 000. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/estudos_ambientais/biomas/documentos/Sintese_Descricao_Biomas.pdf. Acesso em: 03 de fevereiro de 2023.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2019). Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000. Rio de Janeiro: IBGE. 168 p.
- Junk, W.J. (1997). General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains.- In: Junk, W.J (ed.). The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, pp. 3-22.
- Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989). The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. In: Dodge, D.P. (ed.): Proceedings of the International Large River Symposium (LARS), Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106: 110-127.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J.M. & Wittmann, F. (2011). A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. Wetlands 31: 623-640.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchick, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y. & Agostinho, A.A. (2014 a). Brazilian wetlands: definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Environments 24: 5-22.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A., Nóbrega, R.L.B., & Camargo, E. (2014 b). Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. In: Nunes da Cunha, C., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (eds.). Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats.- Instituto Nacional de Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, MT: 13-76.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Schöngart, (2020). Áreas alagáveis: Definições e características ecológicas gerais.- In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Schöngart, J. (eds.). Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável. Manaus, Editora do INPA: 18-35.

Naumann, E. (1932). Grundzüge der regionalen Limnologie. Die Binnengewässer 11: 176 pp.

Ramsar Convention Secretariat (2010). The Ramsar Strategic Plan 2009-2015: Goals, strategies, and expectations for the Ramsar Convention's implementation for the period 2009 to 2015. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 4th edition, vol. 21. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

Scott, D. & Carbonell, M. (1986). A directory of neotropical wetlands. IUCN Cambridge and IWRB Slimbridge, United Kingdom: 684p.

Thienemann, A. (1915). Physikalische und chemische Untersuchungen in den Maaren der Eifel. Verhandlungen des naturhistorischen Vereines der preussischen Rheinlande, Teil 1, 70: 249–302; Teil 2, 71: 281–389.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, K.W. & Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130–137.

CAPÍTULO 1

DEFINIÇÃO, DELINEAMENTO E CLASSIFICAÇÃO BRASILEIRA DAS ÁREAS ÚMIDAS

Wolfgang J. Junk¹

¹ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT – INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT). Rua Vinte, nº 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: wjj@evolbio.mpg.de

RESUMO

Estimativas conservadoras indicam que aproximadamente 20% do território brasileiro é classificado como Áreas Úmidas (AUs), porém somente em 2014 foram publicados a sua definição, o seu delineamento e a sua classificação. A definição corresponde, nos pontos principais, às definições internacionais. Entretanto, ela chama atenção explícita ao fato da localização das AUs “na interface entre ambientes terrestres e aquáticos”. Isso significa que macro-habitats permanentemente terrestres podem ser incluídos nas grandes AUs ao lado dos macro-habitats permanentemente aquáticos. O delineamento determina o nível médio-máximo como limite externo, levando em consideração que a maioria das AUs está sujeita a flutuações no nível da água. Isso evita danos ecológicos, econômicos e sociais dessas áreas durante grandes enchentes, causados pelo uso inadequado. O sistema de classificação distingue entre três sistemas: AUs costeiras, AUs interiores e AUs antropogênicas. Categorias mais baixas de seis subsistemas, seis ordens, seis subordens, e 30 classes seguem uma abordagem hierárquica, que se baseia no fato de que a principal diferença entre as AUs está relacionada ao regime hidrológico. Características vegetacionais e hidroquímicas são consideradas somente nas numerosas subclasses e macro-habitats, já descritas. A classificação diferencia entre AUs relativamente pequenas com estruturas simples e AUs grandes e complexas, chamadas paisagens úmidas (PUs, *wetscapes*), que cobrem todo gradiente hidrológico. Elas entram em nível de ordem e são depois tratadas em nível de classe. Para a descrição dessa complexidade foram introduzidas cinco “Unidades Funcionais” hidrológicas. A inclusão de áreas permanentemente terrestres no interior das PUs é essencial para a preservação da integridade ecológica dessas áreas e de sua biodiversidade. Uma sexta categoria inclui macro-habitats antropogênicos que não foram incluídos na classificação hidrológica. Definição, delineamento e classificação são considerados importantes passos para lidar de maneira bem estruturada e moderna com os problemas científicos, sociais, políticos e administrativos das AUs. Elas são relacionadas ao seu manejo sustentável e a sua proteção, bem como aos seus múltiplos valores ecológicos, econômicos e sociais, incluindo sua biodiversidade.

Palavras-chave: sistema de classificação, delineamento, complexidade de áreas úmidas, paisagens úmidas, distribuição das áreas úmidas, manejo, proteção.

ABSTRACT

Brazilian definition, delimitation and classification of wetlands. Conservative estimates declare about 20% of Brazil as wetlands, however only in 2014 their definition, delineation and classification were published. Wetland definition corresponds in principle to international definitions, however call specific attention to the fact, that wetlands are situated in the interface between aquatic and terrestrial ecosystems. This means that in large wetlands permanent terrestrial macrohabitats are included as well as permanent aquatic ones. The delineation determines the mean-maximum water level as external floodplain limit, taking in consi-

deration the fact that the large majority of wetlands are subjected to water level fluctuations. This avoids ecological, economic and social problems resulting during high floods from the inadequate use of these areas. The actual wetland classification distinguishes three systems: Coastal wetlands, inland wetlands and anthropogenic wetlands. Lower categories of six subsystems, six orders, six suborder, 30 classes follow a hierarchic approach, basing on the fact that the principal differences between wetlands are related to the hydrological regime. Vegetational and hydrochemical characteristics are considered only within the numerous already described subclasses and macrohabitats. The classification differentiates between relatively small and simply structured wetlands and large and complex wetlands, called wetscapes, which cover the entire hydrological gradient. They enter at the level of orders and are treated at the class level. To handle the complexity, five hydrological “Functional Units” were introduced. The inclusion of permanent terrestrial macrohabitats, situated inside the wetscapes is essential for the preservation of their ecological integrity and their biodiversity. A sixth category refers to anthropogenic macrohabitats, which are not included in the hydrological classification. Definition, delineation and the classification system represent important steps forward to lead in a clearly structured and modern way with scientific, social, political and administrative problems of the wetlands. They are related to the sustainable management and the protection of the wetlands including their multiple ecological, economic and social values and also protecting their biodiversity.

Keywords: classification system, delimitation, wetland complexity, wetscapes, wetland distribution, management, protection

1. INTRODUÇÃO

Na literatura existe um grande número de definições, classificações e delineamentos de Áreas Úmidas (AUs) (resumido em Junk, 2022). Isso é o resultado da grande diversidade desses ecossistemas, mas também de outros fatores: **(1)** cientistas de diferentes disciplinas dão peso específico para diferentes parâmetros; **(2)** zonas climáticas influenciam a ecologia e o uso das AUs; **(3)** políticos dão preferência para definições nacionais ou até regionais, porque a população local entende definições e descrições com nomes populares e por isso ela está mais disposta a aceitar medidas de controle e de manejo. Em razão disso, muitos países elaboraram suas próprias definições e classificações. Este capítulo trata da definição, do delineamento e da classificação das AUs brasileiras e dos problemas relacionados a esses assuntos.

2. DEFINIÇÃO

Os seguintes exemplos mostram as diferentes abordagens para definições de AUs. A definição da Convenção de Ramsar estabelece que “zonas úmidas são áreas de pântano, charco, turfa ou água, natural ou artificial, permanente ou temporária, com água estagnada ou corrente, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas de água marítima com menos de seis metros de profundidade na maré baixa” (IUCN, 1971). Essa definição inclui explicitamente AUs marinhas, fato que na maioria das definições não ocorre. O argumento para abranger essas áreas reside no fato de que elas podem ser utilizadas como fonte de alimento para aves aquáticas.

Na Austrália, Semeniuk e Semeniuk (1995, p.105) definem AUs como “áreas de solos sazonalmente, periodicamente ou permanentemente encharcados ou inundados, de origem natural ou de outra origem, de água doce ou salgado”. Os autores chamam atenção ao fato de que na Austrália ocidental tradicionalmente somente áreas permanentemente inundadas eram consideradas como AUs, e estendem a definição também para as áreas periféricas.

Cowardin *et al.* (1979, p.3) definem AUs nos EUA como:

Áreas em transição entre sistemas terrestres e aquáticos, nos quais a superfície da água normalmente chega na superfície do solo ou perto dela, ou onde o solo é coberto com água rasa. AUs tem que ter um ou mais dos três seguintes atributos: **(1)** pelo menos periodicamente a área tem de ser coberta predominantemente por hidrófitas; **(2)** o substrato é predominantemente solo hídrico não drenado, e **(3)** o substrato não é solo (nonsoil) e é saturado ou coberto com água rasa durante um certo período de crescimento de plantas em cada ano.

Nessa definição o período anual de crescimento de plantas é incluído, e depende do pulso de luz/temperatura (pulso verão/inverno) das latitudes altas. Esse aspecto é uma concessão para os interesses da agricultura, porque a época de crescimento refere-se a plantas de interesse econômico. Por isso, quase cada estado tem uma definição específica (Tiner, 1999).

A definição brasileira de AUs, elaborada por um grupo de especialistas (Junk *et al.*, 2014a,b, p.37), estipula:

Áreas Úmidas (AUs) são **ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos**, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica.

O ponto importante nessa definição é a localização das AUs “na interface entre ambientes terrestres e aquáticos”. Isso significa que macro-habitats permanentemente terrestres podem ser incluídos nas grandes AUs com argumentos similares como os macro-habitats permanentemente aquáticos, tais como lagoas, lagos e áreas costeiras até uma profundidade de 6m durante a maré baixa (Definição Ramsar).

3. DELINEAMENTO

A definição brasileira da extensão de uma AU leva em consideração o problema da variação da área em dependência da flutuação do nível d'água. A grande maioria das AUs brasileiras pode ser considerada área alagável. Assim, a definição é a seguinte (Junk *et al.*, 2014 a, b, p.42):

A extensão de uma área alagável é determinada pelo limite da inundação rasa ou do encharcamento permanente ou periódico, ou no caso de áreas sujeitas aos pulsos de inundação, **pelo limite da influência das inundações médias máximas, incluindo-se aí, se existentes, áreas permanentemente secas em seu interior, habitats vitais para a manutenção da integridade funcional e da biodiversidade das mesmas.** Os limites externos são indicados pelo solo hidromórfico, e/ou pela presença permanente ou periódica de hidrófitas e/ou de espécies lenhosas adaptadas a solos periodicamente encharcados.

Os aspectos inovadores dessa definição encontram-se na citação do nível médio máximo como limite hidrológico da área alagável e a inclusão de áreas permanentemente secas no seu interior. A definição do nível médio máximo como limite hidrológico baseia-se não somente em argumentos ecológicos, mas também em argumentos sociais. AUs dentro e ao redor de centros urbanos são frequentemente ocupadas pela faixa populacional mais pobre para estabelecer as suas moradias e pequenos quintais. Altas inundações colocam em risco seus bens e até as vidas das pessoas que ocupam essas áreas.

O agronegócio quer considerar os limites das AUs a partir dos níveis regulares dos rios, isto é, dos seus níveis mais baixos. As atividades de mineração e construção civil estão cada vez mais ocupando e poluindo essas valiosas AUs. Isso resulta em uma drástica redução na extensão das AUs, acarretando consequências significativas não apenas para a biodiversidade, mas também para a disponibilidade de água tanto para animais quanto para a população humana, além de afetar todo o ciclo hidrológico. A inclusão dos macro-habitats permanentemente terrestres existentes em grandes paisagens úmidas reconhece a importância de sua biodiversidade, conforme detalhado nos capítulos específicos deste livro. No entanto, ambas as partes dessa definição foram veementemente rejeitadas pelo setor do agronegócio brasileiro.

4. CLASSIFICAÇÃO

4.1 Hidrologia

A maioria das classificações nacionais e internacionais usam não somente parâmetros hidrológicos, mas também parâmetros geomorfológicos, hidroquímicos, vegetacionais, tipos de solos, e outros de maneira não hierárquica. Por isso, elas não são comparáveis.

A classificação das AUs no Brasil segue uma abordagem hierárquica. Ela distingue entre três sistemas: AUs costeiras, AUs interiores e AUs antropogênicas. As categorias de subsistemas, ordens, subordens e classes baseiam-se em características hidrológicas. Características vegetacionais e hidroquímicas são consideradas somente nas subclasses e nos macro-habitats. Características pedológicas não foram utilizadas na classificação, porém, elas são usadas frequentemente pelos respectivos autores na descrição das AUs em estudo.

Um grupo de AUs é caracterizado por um nível de água relativamente estável, o outro, por fortes flutuações hidrológicas. O primeiro grupo inclui nas AUs interiores os pântanos e turfeiras e nas AUs costeiras as lagoas com água doce e diferentes níveis de salinidade, e brejos e banhados.

O segundo grupo inclui nas AUs interiores diferentes tipos de pequenas AUs e as grandes planícies alagáveis, que oscilam entre uma fase terrestre e outra aquática. A grande maioria das AUs costeiras está incluída também nesse grupo, porque elas são influenciadas pela maré (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização das áreas úmidas (AUs) brasileiras de acordo com sua situação hidrológica (modificado de Junk *et al.*, 2020).

AUs sem pulso de inundação			Tipo de AU afetada
			Lagoas costeiras com água doce e diferentes níveis de salinidade, brejos e banhados
			Turfeiras, veredas, campos úmidos, buritizais, carnaubais
AUs com pulso de inundação			Tipo de AU afetada
Previsibilidade	Frequência	Amplitude	
Previsível	Monomodal	Alta	AUs ao longo de grandes e médios rios (p.ex., várzeas e igapós amazônicos)
Previsível	Monomodal	Baixa	Grandes AUs interfluviais, AUs de baixa amplitude conectadas a alguns rios (p.ex., Pantanal), AUs em dunas costeiras (p.ex., Lençóis Maranhenses)
Previsível	Polimodal	Variável	AUs costeiras com maré
Imprevisível	Polimodal	Variável	AUs ao longo de pequenos rios, em pequenas depressões e em dunas costeiras
Imprevisível	Multianual	Baixa	AUs no Nordeste semiárido
Variável	Variável	Variável	AUs dentro e ao redor de corpos de água com flutuação de nível da água influenciada pelo homem

4.2 Complexidade

Além da hidrologia, a extensão e complexidade das AUs têm que ser consideradas. A classificação brasileira diferencia dois grupos. O primeiro inclui AUs relativamente pequenas com estruturas simples, tais como nas AUs interiores as AUs ripárias, lagoas temporárias e campos de murunduns, e nas áreas costeiras as áreas hipersalinas. O pequeno tamanho

das AUs individuais desses grupos não reflete a sua importância ecológica. Primeiro, a soma delas pode atingir extensões consideráveis, por exemplo, as AUs ripárias (**Capítulo 15**). Com isso eles têm uma grande importância, por exemplo, para o ciclo hidrológico e a biodiversidade das respectivas paisagens. Segundo, cada unidade tem importância individual para a flora e fauna local. O melhor exemplo são os recifes, que têm pequena extensão, mas a sua relevância para a biodiversidade é indiscutível.

O segundo grupo inclui grandes e complexas paisagens úmidas (PUs, *wetscapes*), que cobrem áreas que variam desde centenas até milhares de quilômetros quadrados e incluem dezenas de macro-habitats distintos. Essas paisagens cobrem todo o gradiente hidrológico, desde ambientes permanentemente aquáticos até os permanentemente terrestres. Exemplificadas pelas áreas alagáveis ao longo dos grandes rios, essas paisagens constituem unidades que englobam aspectos paisagísticos, ecológicos, econômicos, sociais e políticos, devendo ser tratadas de forma holística.

Na maioria das classificações nacionais e internacionais, as PUs não têm sido abordadas devido a sua complexidade (Tiner, 1999; Finlayson, 2018). Por exemplo, a Convenção de Ramsar cita para o mundo inteiro mais de 2400 grandes AUs de importância internacional, incluindo mais de 20 no Brasil. Porém, no seu sistema de classificação, interpretado de forma diferente por diferentes autores, tais como Scott e Jones (1995), Matthews (2013) e Finlayson (2018), nenhuma dessas áreas se encaixa nas categorias estabelecidas por eles.

No contexto da classificação brasileira das AUs são reconhecidas nas áreas costeiras 15 PUs, incluindo os deltas dos grandes rios, os Lençóis Maranhenses e o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, no Rio de Janeiro, que foi a primeira PU costeira classificada em nível de macro-habitats (conforme detalhado no **Capítulo 4**). Para as AUs interiores são reconhecidas dez PUs, entre elas, as várzeas e igapós amazônicos, o Pantanal mato-grossense e as áreas alagáveis dos rios Paraná e Araguaia, com seus macro-habitats já classificados. É evidente que outras PUs, tanto costeiras quanto interiores, serão propostas e classificadas no decorrer do tempo.

Os macro-habitats presentes nessas PUs interagem entre si, exigindo uma abordagem holística para o seu tratamento. Muitas dessas PUs são habitadas por grupos tradicionais e comunidades indígenas que utilizam os recursos naturais e partes do solo para produção agrícola ou pecuária. Isso implica que a abordagem holística deve incluir não apenas aspectos ambientais, mas também os socioeconômicos, culturais, de manejo e políticos.

A formação das grandes PUs está relacionada a processos geológicos e paleoclimáticos. Nas regiões de altas latitudes do norte e sul dos continentes, as eras glaciais tiveram um grande impacto nas paisagens, remodelando suas superfícies. As paisagens úmidas atuais nessas regiões desenvolveram-se após o recuo das geleiras. Já as PUs interiores nos sub-tropicais e tropicais podem ser muito antigas, tendo passado por fases de maior umidade e seca, assim como variações de temperaturas frias e quentes. Apesar dessas mudanças, muitas delas mantiveram seus padrões geomorfológicos ao longo do tempo, como será

detalhado nos capítulos específicos. A maioria das PUs costeiras sofreram influência do aumento do nível do mar após o último período glacial.

Análises dos sedimentos superficiais em todas as PUs interiores revelam modificações mineralógicas decorrentes de centenas de milhares de anos sem a adição de sedimentos recentes. Por outro lado, existem áreas perto dos canais dos rios que são inundadas anualmente e modificadas por processos de erosão e sedimentação recentes. Essa dinâmica levou à categorização das sub-regiões das PUs em quatro diferentes tipos:

1. **Áreas alagáveis recentes ativas** - são as sujeitas à inundação pelos rios e aos processos recentes de erosão e sedimentação;
2. **Áreas alagáveis recentes inativas** - são aquelas que foram desconectadas das atividades hidrológicas dos rios devido a intervenções humanas, como a construção de diques;
3. **Paleoáreas alagáveis ativas** - são as sujeitas a inundações regulares pelas chuvas. Elas são ligadas às áreas alagáveis recentes e compartilham condições ambientais similares, embora não sofram impactos da sedimentação e erosão dos rios;
4. **Paleoáreas inativas** - correspondem a áreas permanentemente terrestres, formadas em épocas passadas, quando as inundações eram de grande amplitude (Irion *et al.*, 2016), ou terraços fluviais que sofreram modificações tectônicas.

4.3 Subdivisão das PUs em Unidades Funcionais, Subclasses e Macro-hábitats

As grandes PUs ocupam o nível de classe. As PUs costeiras incluem os deltas dos grandes rios e algumas áreas na beira-mar. As PUs interiores pertencem às subordens de AUs sujeitas a pulsos monomodais previsíveis de alta e de baixa amplitude. Devido à complexidade hidrológica de todas as PUs, um tratamento diferenciado se faz necessário, abrangendo todo o gradiente hidrológico de macro-hábitats permanentemente aquáticos até permanentemente terrestres. Para acomodar essa diversidade, foi introduzida na classificação das PUs mais uma categoria hidrológica, a Unidade Funcional. Ela é definida como “uma macro-região de uma classe, que apresenta condições hidrológicas similares durante o ciclo anual”

Foram estabelecidas cinco Unidades Funcionais: permanentemente aquática, periodicamente terrestre com dominância da fase aquática, periodicamente terrestre com dominância da fase terrestre, permanentemente terrestre, e pantanosa (Figura 1). Uma sexta categoria inclui macro-hábitats antropogênicos que não foram enquadrados na classificação hidrológica. A classificação prossegue com subclasses e macro-hábitats dentro do sistema geral. Essa abordagem contorna as dificuldades encontradas nas classificações de outros autores quando se trata da classificação das grandes PUs.

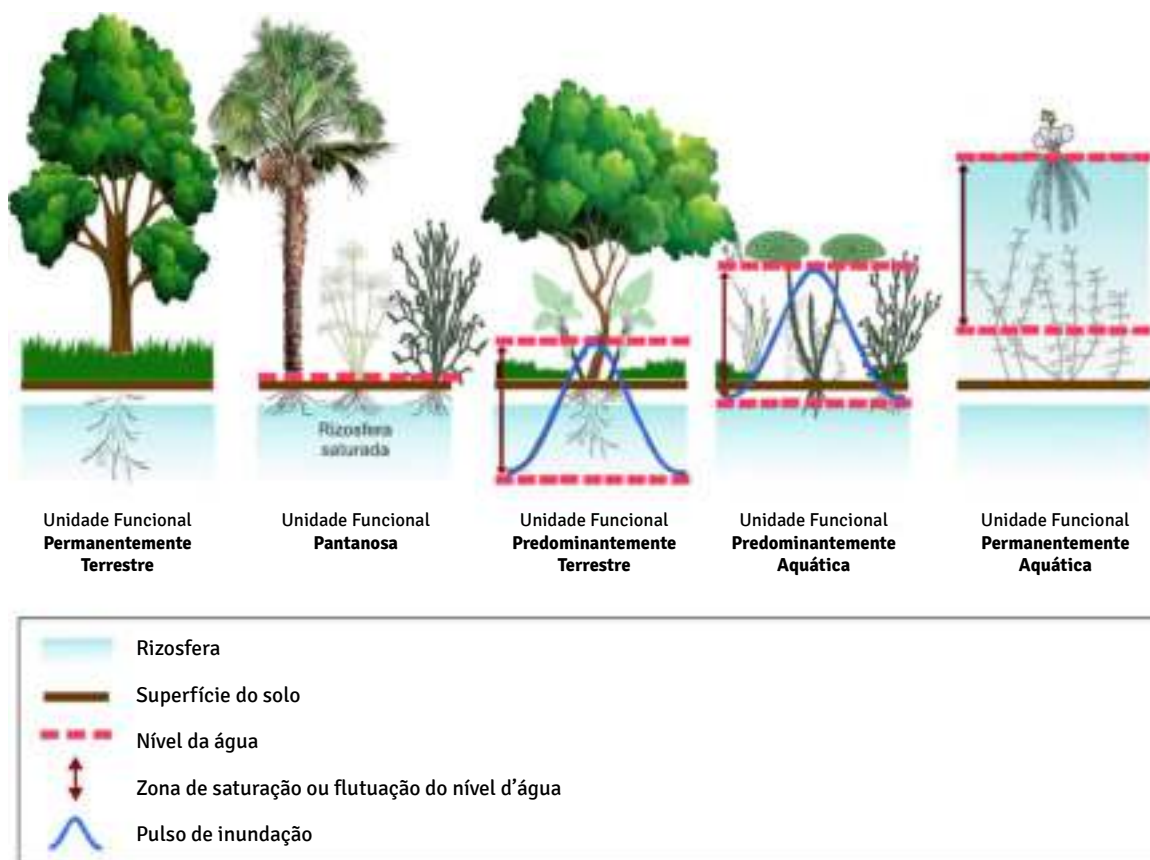


Figura 1. Unidades funcionais em paisagens úmidas (PUs) de acordo com o seu estágio hidrológico (Fonte: Adaptado de Nunes da Cunha & Junk, 2017).

4.4 A Classificação Atualizada das AUs Brasileiras

A Tabela 2 apresenta a classificação atualizada das AUs. Ela distingue entre três sistemas: AUs costeiras, AUs interiores e AUs antropogênicas. Dentro desses sistemas, são definidos seis subsistemas, seis ordens, oito subordens, 30 classes, além de várias subclasses e macro-habitats. A *subclasse* é definida como “uma subunidade de uma classe ou de uma unidade funcional com condições hidrológicas específicas e uma cobertura característica de vegetação superior”. A menor unidade é o *macro-habitat*, que é definido como “uma subunidade de uma subclasse, caracterizada por espécies ou grupos de espécies de plantas superiores indicadoras” (Junk *et al.*, 2018).

Algumas AUs possuem um caráter singular, que não exige a passagem por todas as subunidades da classificação. No sistema das AUs costeiras, os recifes e os campos de gramas marinhas ocupam a posição de classe diretamente ligados ao subsistema AUs marinhas, sem passar por outras subunidades. Vários grupos de AUs passam do nível de subsistema diretamente para o nível de subordem ou classe. O mesmo ocorre com os macro-habitats das AUs antropogênicas.

Até o momento, foram listadas no Brasil 15 PUs costeiras e 10 PUs interiores, das quais cinco PUs interiores (as várzeas e igapós amazônicos, as AUs ao longo do médio rio

Paraná, o Pantanal, as AUs do médio rio Araguaia) e uma PU costeira (o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba-RJ) já foram categorizadas até o nível de macro-habitat.

Tabela 2. Classificação atualizada das AUs brasileiras de acordo com o conhecimento de 2023.

Grandes paisagens úmidas (PUs) entram na classificação em nível de classe. Considerando sua complexidade, a subdivisão das PUs em unidades funcionais, subclasses e macro-habitats é tratada separadamente em publicações específicas (1Junk et al., 2012; 2Junk et al., 2015; 3Junk et al., 2021; 4Nunes da Cunha & Junk, 2014; 5Arruda et al., 2023; 6Santos et al., INAU, no prelo). As AUs marinhas correspondem à classificação da Convenção Ramsar, que delimita AUs marinho-costeiras até uma profundidade de seis metros na maré baixa. As AUs antropogênicas não foram subdivididas em unidades hidrológicas menores. Todos macro-habitats entram na tabela em blocos.

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse
Sistema 1: AUs Costeiras					
	Subsistema 1.1: AUs Marinhas				
				Classe: Campos de gramas marinhas	
				Classe: Recifes	
					Recifes de corais hermatípicos
					Recifes de Phragmatopoma
					Recifes de algas calcárias
					Recifes de arenito
	Subsistema 1.2: AUs costeiras sujeitas aos impactos dos pulsos previsíveis de longa duração				
			Subordem 1.2.0.1: Paisagens úmidas (PUs) nas embocaduras de grandes rios		
				Classe: Foz do Rio Amazonas	
				Classe: Delta do Rio Parnaíba	
				Classe: Foz do Rio São Francisco	
				Classe: Foz do Rio Paraíba do Sul	
				Classe: Foz do Rio Doce	
	Subsistema 1.3: AUs costeiras sujeitas aos impactos dos pulsos previsíveis de curta duração das marés				
			Subordem 1.3.0.1: Paisagens úmidas (PUs) costeiras		
				Classe: Baía de Turiaçu	
				Classe: Baía de Cumã	
				Classe: Baía de São Marcos	
				Classe: Baía de São Jose	
				Classe: Baía de Todos os Santos	
				Classe: Baía de Sepetiba	
				Classe: Baía de Paranaguá	
				Classe: Lagoa dos Patos	

Continua...

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse
			Subordem 1.3.0.2: Manguezais em toda a sua extensão		
				Classe: Manguezais de beira-mar	
				Classe: Manguezais estuarinos	
				Classe: Manguezais de ilhas oceânicas	
					Manguezal do Suêste (Fernando de Noronha)
			Subordem 1.3.0.3: Outras formações costeiras		
Macro-hábitats: (1)Marismas, (2) Praias arenosas, (3) Praias lamosas, (4) Dunas, (5) Costas rochosas, (6) Restingas					
	Subsistema 1.4: AUs separadas do mar com nível de água relativamente estável				
					Lagoas de água doce
					Lagoas e lagunas com diferentes níveis de salinidade
					Matas permanentemente alagadas
					Áreas cobertas com herbáceas (brejos, banhados)
	Subsistema 1.5: AUs separadas do mar com nível de água variável				
Macro-hábitats: (1) Matas periodicamente alagáveis, (2) Lagoas e poças temporárias					
			Subordem 1.5.0.1: Pequenas AUs		
			Subordem 1.5.0.2: PUs na beira mar		
				Classe: Lençóis Maranhenses - MA	
				Classe: Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba - RJ	
Sistema 2: AUs Interiores					
	Subsistema 2.1: AUs com nível de água relativamente estável				
				Classe: AUs florestadas pantanosas	
Macro-hábitats: (1) AUs com florestas mistas, (2) AUs com florestas de Mauritia flexuosa (buritizais), (3) AUs com florestas de Copernicia prunifera (carnaubais)					
				Classe: AUs pantanosas com vegetação herbácea mista	
Macro-hábitats: (1) Veredas de gramíneas e herbáceas (campos úmidos), (2) Veredas com herbáceas, subarbustos e jovens buritis, (3) Veredas com herbáceas, subarbustos, buritis adultos					
				Classe: Turfeiras	
Macro-hábitats: (1)Turfeiras da Amazônia, (2) Turfeiras de planícies litorâneas e fluviais, (3) Turfeiras de montanhas					
				Classe: AUs pantanosas com plantas herbáceas monodominantes	
Macro-hábitats: (1) AUs de Typha domingensis (taboal), (2) AUs de Cyperus giganteus (pirizal), (3) AUs de Hedychium coronarium					

Continua...

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse
	Subsistema 2.2: AUs com nível de água flutuante				
		Ordem 2.2.1: AUs sujeitas a pulsos de inundação previsíveis, monomodais e de longa duração			
			Subordem 2.2.1.1: PUs com pulsos de amplitude alta ao longo de grandes rios		
				Classe: Várzeas ao longo dos Rios Amazônicos de água branca ¹	
				Classe: Igapós ao longo dos Rios Amazônicos de água preta e clara ²	
				Classe: PU ao longo do Rio Paraná ³	
			Subordem 2.2.1.2: PUs com pulsos de amplitude baixa		
				Classe: PUs em Interflúvios no médio Rio Negro	
				Classe: Savanas hidromórficas edáficas amazônicas (campinas e campinaranas)	
				Classe: Pantanal ⁴	
				Classe: PU do Rio Araguaia, Ilha do Bananal ⁵	
				Classe: Savanas de Roraima	
				Classe: PU ao longo do baixo Rio Guaporé	
				Classe: PU nas cabeceiras do Rio Xingu	
			Subordem 2.2.1.3: AUs com pulsos de inundação previsíveis monomodais de longa duração		
				Classe: Campos de murunduns	
				Classe: AUs ao longo de rios de tamanho médio	
Macro-hábitats: (1) Lagos, (2) Canais, (3) Áreas pantanosas, (4) Comunidades arbóreas/arbustivas, (5) Comunidades herbáceas					
		Ordem 2.2.2: AUs sujeitas a pulsos imprevisíveis de curta duração			
			Subordem 2.2.2.1: AUs sujeitas a pulsos imprevisíveis, anuais, polimodais de curta duração		
				Classe: AUs ripárias ao longo de riachos (1 – 5ª ordem fluvial)	
Macro-hábitats: (1) Riachos em florestas, (2) Riachos em savanas, (3) Riachos no semiárido					
				Classe: AUs em depressões, abastecidas por água de chuva e/ou do lençol freático	
Macro-hábitats: (1) Lagoas rasas do Cerrado (2) Banhados do planalto dos campos das araucárias					
			Subordem 2.2.2.2: AUs sujeitas aos pulsos imprevisíveis plurianuais de curta duração		
				Classe: AUs em depressões no Nordeste semiárido	
Sistema 3: AUs Antropogênicas					
Macro-hábitats: (1) Tanques de aquacultura, (2) Açudes, (3) Sistemas agrários de irrigação (arrozais), (4) Caixa de empréstimo ao longo de rodovias, (5) Represamentos de riachos pela construção de rodovias, (6) AUs nas beiras de represas hidrelétricas, (7) Canais de drenagem, (8) Salinas)					

5. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

Definição, delineamento e classificação das AUs são a base científica para seu manejo sustentável e a sua proteção, incluindo sua biodiversidade. Eles são considerados importantes passos para lidar de maneira bem estruturada e moderna com os problemas científicos, sociais, políticos e administrativos.

Em comparação com outras classificações, a classificação brasileira das AUs apresenta vários aspectos inovadores. Ela é hierárquica, baseando-se nas unidades maiores em parâmetros hidrológicos. Somente nas categorias mais baixas entram parâmetros vegetacionais. Ela considera o fato de que muitas AUs são sujeitas a flutuações do nível de água e usa o nível médio-máximo para a definição do limite externo das AUs. Ela diferencia entre AUs relativamente pequenas e de estruturas simples, e de paisagens úmidas (PUs, *wetscapes*) grandes e complexas, que cobrem todo gradiente hidrológico. Além disso, ela inclui macro-habitats permanentemente aquáticos e permanentemente terrestres. Isso permite um tratamento das PUs de forma holística, englobando aspectos paisagísticos, ecológicos, econômicos, sociais e políticos. Nenhuma outra classificação consegue tratar essas PUs de forma igual.

Assim como qualquer classificação, a classificação brasileira é artificial. A definição e a interpretação das categorias requerem certa flexibilidade, dado que as condições hidrológicas são sujeitas a uma grande variabilidade natural. Por exemplo, a ordem 2.2.3 trata de AUs sujeitas a pulsos polimodais imprevisíveis de curta duração. Uma subclasse trata de AUs em depressões abastecidas por água de chuva com dois macro-habitats, que ocorrem na região do Cerrado. Nessa região, as chuvas tendem a ocorrer com maior probabilidade na época chuvosa, mas a imprevisibilidade reside na intensidade e duração das precipitações, assim como na duração e frequência com que os macro-habitats serão inundados.

É importante destacar que a classificação das AUs e PUs brasileiras é um processo em constante evolução, relacionado ao avanço dos estudos. O trabalho atual mostra as grandes lacunas que ainda existem. Por exemplo, das 15 PUs costeiras, somente uma é classificada em nível de macro-habitats. Falta, entre outras, a caracterização dos campos de grama marinhos e dos recifes. Nas águas interiores falta a classificação de cinco PUs. Certamente, outras AUs e PUs costeiras e interiores serão propostas e classificadas no futuro. A atualização da classificação anterior (Junk *et al.*, 2014 a,b), apresentada neste livro, reflete esse processo dinâmico e sublinha a cooperação eficiente entre os diferentes grupos de cientistas que atuam nessa área.

REFERÊNCIAS

Arruda, E.C., Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2023). Área Alagável do Rio Araguaia: Classificação dos Macro-habitat de uma Grande Área Úmida Savânica Tropical. *Biodiversidade Brasileira*, 13(2): 1-24. [doi: 10.37002/biobrasil.v13i2.2154](https://doi.org/10.37002/biobrasil.v13i2.2154)

Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C. & LaRoe, E.T. (1979). Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. FWS/OBS -79/31. Washington, DC: US Fish and Wildlife Service.

Finlayson, C.M. (2018). Ramsar Convention Typology of wetlands. In: Finlayson, C.M. *et al.* (eds.): The wetland book. Springer, Dordrecht: 1529 – 1532.

Irion, G., Nunes, G.M., Nunes da Cunha, C., Arruda, E.C. de, Santos-Tambellini, M., Dias, A.P., Morais, J.O. & Junk, W.J. (2016). Araguaia River Floodplain: Size, Age, and Mineral Composition of a Large Tropical Savanna Wetland. *Wetlands*, 36(5): 945-956. doi: [10.1007/s13157-016-0807-y](https://doi.org/10.1007/s13157-016-0807-y)

IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. (1971). The Ramsar Conference: Final act of the international conference on the conservation of wetlands and waterfowl, Annex 1. Special Supplement to IUCN, Bulletin 2. 4 p.

Junk, W.J. (2022). Structure and Function of Inland Waters-Wetlands: Classification Systems of Wetlands. In: Mehner, T. & Tockner, K. (eds.): Encyclopedia of inland waters. 2nd edition, vol.3. Oxford: Elsevier: 12-22.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J. & Wittmann, F. (2012). A classification of major natural habitats of Amazonian white water river floodplains (várzeas). *Wetlands Ecology and Management*, 20(5): 461-475. doi: [10.1007/s11273-012-9268-0](https://doi.org/10.1007/s11273-012-9268-0)

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y. & Agostinho, A.A. (2014 a). Brazilian wetlands: definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Environments*, 24: 5-22. doi: [10.1002/aqc.2386](https://doi.org/10.1002/aqc.2386)

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A., Nóbrega, R.L.B., & Camargo, E. (2014b). Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. In: Nunes da Cunha, C. Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (eds.). Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats. Cuiabá, MT: Editora da Universidade Federal de Mato Grosso. p. 13-76.

Junk, W.J., Wittmann, F., Schöngart, J. & Piedade, M.T.F. (2015). A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetlands Ecology and Management*, 23(4): 677-693. doi: [10.1007/s11273-015-9412-8](https://doi.org/10.1007/s11273-015-9412-8)

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Nunes da Cunha, C., Wittmann, F. & Schöngart, J. (2018). Macrohabitat studies in large Brazilian floodplains to support sustainable development in the face of climate change. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 18: 334-344. doi: [10.1016/j.ecohyd.2018.11.007](https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.11.007)

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J. & Wittmann, F. (2020). Áreas alagáveis: Definições e características ecológicas gerais. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J. & Wittmann, F. *Várzeas Amazônicas: Desafios para um manejo sustentável*. Manaus: Editora do INPA. p. 18-35.

Junk, W.J., Nunes da Cunha, C., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Ferreira, F.A., Souza Filho, E.E. de, Stevaux, J.C., da Silva, C.B., Rocha, P.C. & Kawakita, K. (2021). Macrohabitat classification of wetlands as a powerful tool for management and protection: The example of the Paraná River floodplain, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 21 (3): 411-424. doi: [10.1016/j.ecohyd.2021.05.006](https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.05.006)

Matthews, G.V.T. (1993). The Ramsar Convention on Wetlands: its History and Development. Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland. 87 p.

Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2014). A Classificação dos Macrohabitats do Pantanal Mato-grossense. In: Nunes da Cunha, C., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (eds.). Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats. Cuiabá, MT: Editora da Universidade Federal de Mato Grosso. p. 77-122.

Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2017). O que é uma área úmida? In: Nunes da Cunha, C., Arruda, E.C. & Junk, W.J. (org.). Marcos Referenciais para a Lei Federal do Pantanal e gestão de outras áreas úmidas. 1.ed. Cuiabá: EdUFMT. p. 17-21.

Santos, R.L.T., Setubal, R.B., Kurtz, B.C., Guimarães, E.A., Molisani, M.M., Souza, A.G. da S. de, Aguiar, A.C.F., Nova, C.C., Farias, D. da S., Sodré, E. de O. & Bozelli, R.L. (no prelo): Classificação dos Macrohabitats do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – RJ. *In*: INCT-INAU (ed.): Inventário das Áreas Úmidas Brasileiras: Distribuição, ecologia, manejo, ameaças e lacunas de conhecimento. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, MT.

Semeniuk, C.A. & Semeniuk, V. (1995). A geomorphic approach to global wetland classification for inland wetlands. *Vegetatio*, 118: 103-124. [doi: 10.1007/BF00045193](https://doi.org/10.1007/BF00045193)

Scott, D.A. & Jones, T.A. (1995). Classification and inventory of wetlands: A global review. In: Finlayson, C.M. & Van der Valk, A.G. (eds.). *Classification and inventory of the worlds wetlands. Advances in Vegetation Sciences*: 3-16. Springer.

Tiner, R.W. (1999). *Wetland Indicators: A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mapping*. Boca Raton, FL: CRC Press.

SEÇÃO II

ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS



CONSIDERAÇÕES GERAIS

Yara Schaeffer-Novelli

Universidade de São Paulo – SP, Instituto BiomaBrasil – Brasil; novelli@usp.br

Consignamos especiais agradecimentos ao conjunto de pesquisadores identificados pela Coordenação do Inventário pelo preenchimento dos formulários, por sua inestimável colaboração com o Grupo de Trabalho responsável pelo Ecossistema Manguezal.

1 – Manguezais brasileiros: Oiapoque (AP) à Laguna (SC):

- Yara Schaeffer-Novelli (Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, SP)
- Clemente Coelho-Junior (Universidade de Pernambuco, PE)
- Renato de Almeida (Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, BA)
- Ricardo Palamar Menghini (Mestrado Profissional em Saúde Ambiental, Complexo Educacional das Faculdades Metropolitanas Unidas, SP)
- Andre Scarlati Rovai (Louisiana State University, Baton Rouge, LA, USA)
- Guilherme Moraes de Oliveira Abuchahla (Leibniz Centre for Tropical Marine Research, Bremen, Alemanha)

2 – Manguezais da Estação Ecológica de Maracá–Jipiôca (AP):

- Yara Schaeffer-Novelli (Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, SP)

3 – Manguezal do Sueste, Fernando de Noronha (PE):

- Clemente Coelho-Junior (Universidade de Pernambuco, PE)
- Andre Scarlati Rovai (Louisiana State University, Baton Rouge, LA, USA)
- Ricardo Palamar Menghini (Mestrado Profissional em Saúde Ambiental, Complexo Educacional das Faculdades Metropolitanas Unidas, SP)
- Renato de Almeida (Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, BA)
- Yara Schaeffer-Novelli (Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, SP)

4 – Manguezal do Araçá, São Sebastião (SP):

- Yara Schaeffer-Novelli (Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, SP)
- Armando Soares dos Reis Neto (Instituto BiomaBrasil)
- Guilherme Moraes de Oliveira Abuchahla (Leibniz Centre for Tropical Marine Research, Bremen, Alemanha)

5 – Manguezal do estuário do Rio Mamanguape (PB):

- Elaine Bernini (Universidade Federal da Paraíba, PB)
- Frederico Lage-Pinto (Universidade Federal da Paraíba, PB)

6 – Manguezais do Litoral Sul de São Paulo (SP):

- Marília Cunha-Lignon (Universidade Estadual Paulista, Campus Registro, SP)
- Sarah Charlier-Sarubo (Universidade Federal do Paraná, PR)

7 – Manguezais de Pernambuco (PE):

- Fátima Verônica Pereira Vila Nova (Instituto Federal de Pernambuco, PE)
- Maria Fernanda Abrantes Torres (Universidade Federal de Pernambuco, PE)
- Janaína Barbosa da Silva (Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Humanidades, Unidade Acadêmica de Geografia, PB)

8 – Manguezais da Paraíba (PB):

- Janaina Barbosa da Silva (Universidade Federal de Campina Grande, PB)

9 – Manguezais do Espírito Santo (ES):

- Mônica Maria Pereira Tognella (Universidade Federal do Espírito Santo, ES)
- Helia Del Carmen Espinoza Farias (Universidade do Vale do Itajaí, SC)

10 – Manguezais nas zonas estuarinas do território paulista (SP):

- Natália Macedo Ivanauskas (Instituto Florestal de São Paulo, SP)
- Marco Aurélio Nalon (Instituto Florestal de São Paulo, SP)
- Márcio Rossi (Instituto Florestal de São Paulo, SP)

11 – Estação Ecológica de Guaraqueçaba (PR):

- Shanna Bittencourt Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, PR).

Os pesquisadores que contribuíram com a redação do texto têm seus nomes como autores do **Capítulo 2** “Ecossistema Manguezal no Brasil: Situação do conhecimento científico e recomendações para sua gestão, proteção e conservação”.

Em relação aos ecossistemas costeiros, além do **Capítulo 2**, de Schaeffer-Novelli *et al.*, são apresentados os capítulos “Matas permanentemente alagadas e matas periodicamente alagáveis da planície costeira do estado do Rio de Janeiro” (Kurtz, **Capítulo 3**), “Classificação dos Macro-habitats do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – RJ” (Santos *et al.*, **Capítulo 4**), e “Síntese sobre outras AUs costeiras brasileiras: estuários, lagunas, lagoas, lagos, deltas, restingas, bancos de areia ou lama, dunas, costas rochosas, praias arenosas, planícies arenosas e lamosas, marismas e recifes de coral” (Schaeffer-Novelli, **Capítulo 5**).

CAPÍTULO 2

ECOSSISTEMA MANGUEZAL NO BRASIL: SITUAÇÃO DO CONHECIMENTO CIENTÍFICO E RECOMENDAÇÕES PARA SUA GESTÃO, PROTEÇÃO E CONSERVAÇÃO

Yara Schaeffer-Novelli^{1,2}, Elaine Bernini³, Frederico Lage-Pinto³,
Renato de Almeida⁴, Armando Soares dos Reis-Neto²,
Marília Cunha-Lignon⁵ e Shanna Bittencourt⁶

¹ Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, Cidade Universitária, São Paulo, SP, Brasil. E-mail: novelli@usp.br

² Instituto BiomaBrasil, Rua da Aurora, 295, Sala 502, CP 487, 50050-901, Recife, PE, Brasil.

³ Departamento de Engenharia e Meio Ambiente, Centro de Ciências Aplicadas e Educação, Universidade Federal da Paraíba, Campus IV, Rua da Mangueira, s/n, 58297-000, Rio Tinto, PB, Brasil.

⁴ Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, CCAAB, Campus Universitário, Rua Rui Barbosa, 710, Cruz das Almas, 44380-000, BA, Brasil.

⁵ Universidade Estadual Paulista, Campus de Registro, Av. Nelson Brihi Badur, 430, 11.900-000, Registro, SP, Brasil.

⁶ Estação Ecológica de Guaraqueçaba, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Rua Paula Miranda, 10, Centro, Guaraqueçaba, 83390-000, PR, Brasil.

RESUMO

O ecossistema manguezal ocorre em mais de 50% dos litorais tropicais no mundo, enquanto na costa brasileira chega a cerca de 80%, distribuído desde o extremo norte até o município de Laguna, em Santa Catarina. Os manguezais brasileiros estão presentes em sete dos oito segmentos costeiros orientados por características ambientais, em que vários fatores atuam em conjunto formando as bases geoecológicas que são únicas e insubstituíveis caso venham a ser comprometidas. Neste inventário são apresentadas informações sobre as características biológicas (flora típica e fauna associada) e abióticas de cada um desses segmentos, assim como questões pertinentes às Áreas Úmidas (AUs), tendo a classificação hierárquica como a base científica para uma nova política de proteção e gestão sustentável das AUs brasileiras. Relações de conectividade entre manguezais, pradarias marinhas e recifes de coral são abordadas, mostrando a dependência entre os ecossistemas e os impactos sobre a saúde da zona costeira. Merecem destaque as observações sobre o “Manguezal do Sueste”, em Fernando de Noronha-PE, e a sugestão de inclusão de mais uma descrição para a subclasse do macro-habitat manguezal: o ambiente submetido a inundações intermitentes. Estão também listados os serviços ecossistêmicos dos manguezais brasileiros, destacando-se as funções de fixação de carbono atmosférico e sua estocagem no compartimento subterrâneo. Finalizamos com a apresentação de sugestões para complementar o Projeto de Lei do Senado Federal (PL Pantanal nº 5482/2020) com a conservação, a proteção, a restauração e a exploração sustentável das demais AUs brasileiras. Nesse ensejo destacamos o PL nº 108/2019, que tramita na Câmara Federal dispondo sobre a inclusão de apicuns e salgados como Área de Preservação Permanente.

Palavras-chave: manguezal, cobertura vegetal, fauna associada, características fisiográficas, impactos naturais e antrópicos.

ABSTRACT

Brazilian Mangrove Ecosystems: Management, Protection, Conservation, and Scientific Knowledge – The mangrove ecosystem is present in over half of the world's tropical coasts. In Brazil, they cover up to 80% of the coastline from the northernmost tip to the city of Laguna, Santa Catarina State. Brazilian mangroves occur in seven out of eight coastal segments, forming unique and irreplaceable geoecological settings. In this inventory, one can find the biotic (e.g., typical and associated flora) and abiotic characterization of each coastal segment. The inventory also displays relevant aspects of wetlands under a hierarchical classification that will serve as scientific basis for new policies in wetland conservation and sustainable management. Furthermore, one can find information on the connectivity between mangroves, seagrass meadows, and coral reefs, and their interdependency and its correlation to the health of the coastline. There is a highlight on the information on the Sueste Mangrove on Fernando de Noronha Island (Pernambuco State) to be included in the suggested mangrove category: environment under intermittent inundation. The various ecosystem services provided by Brazilian mangroves were listed in this inventory, with special attention to carbon sequestration and stockage as soil organic carbon (SOC). Finally, we suggest improvements for the law proposition of the Brazilian Senate on the conservation, protection, restoration, and sustainable exploitation of wetlands (PL Pantanal no. 5482/2020). We highlight the law proposition PL no. 108/2019, running on the Chamber of Deputies on the inclusion of salt flats as No-take areas.

Keywords: mangrove, plant cover, associated fauna, physiographic characteristics, natural and anthropic impacts.

1. INTRODUÇÃO

O Brasil ocupa o segundo lugar no mundo em termos de área de manguezal, logo depois da Indonésia, com pouco mais de 13.000 km² (ICMBio, 2018) ou, mesmo, 10.000 km² (MapBiomias, 2021). As Áreas Úmidas (AUs) costeiras brasileiras aparecem com destaque no Sistema Costeiro-Marinheiro em função de suas inter-relações, uma vez que atende às diversas feições, características físicas, bióticas e aos processos que marcam esses ambientes de cada porção do litoral brasileiro (IBGE, 2019).

De acordo com Schaeffer-Novelli *et al.* (2000), os manguezais estão distribuídos sobre a maior parte de forma descontínua na linha de costa brasileira, geralmente associados a ambientes lamosos protegidos no entremarés de baías, estuários, lagoas costeiras sujeitas a inundações frequentes, devido às marés, com intrusões salinas, por trás de ilhas-barreira ou diretamente expostos à linha de costa. Ao longo do litoral, os manguezais brasileiros encontram ambientes favoráveis para colonizar, desenvolver e se estabelecer, exceto no litoral do estado do Rio Grande do Sul (latitudes maiores que 30°S), onde condições climáticas desfavoráveis interagem com a fisiografia, criando ambientes oligohalinos (baixas salinidades) que inibem sua colonização, embora as características geomorfológicas se mostrem favoráveis (Duke *et al.*, 1998; Cintrón-Molero & Schaeffer-Novelli, 2019; Vale *et al.*, 2023).

No Brasil, cerca de 77% da costa se encontra na Zona Tropical, com 23% de sua extensão na Zona Subtropical (além dos 23°26' de latitude Sul). Dos 04°26' de latitude Norte

(Vale *et al.*, 2023), no extremo norte do estado do Amapá na Costa Amazônica Equatorial, os manguezais ocorrem de forma descontínua até os 28°48'34" S (Soares *et al.*, 2012), no município de Laguna, no estado de Santa Catarina, limite latitudinal austral dos manguezais no Oceano Atlântico Sul Ocidental (Vale *et al.*, 2023).

O Brasil assinou e ratificou a “Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat para Aves Aquáticas”, mais conhecida como Convenção de Ramsar (1971), sendo considerado país-membro desde 1996 (Decreto nº 1.905/98). No Brasil, dos vinte e sete Sítios de Importância Internacional, oito são os que incluem manguezais em seus perímetros.

Manguezal, ecossistema costeiro característico da faixa do entremarés de regiões tropicais e subtropicais. É constituído por espécies lenhosas típicas (angiospermas), além de micro e macroalgas (criptógamas), adaptadas à flutuação da salinidade e caracterizadas por colonizarem sedimentos predominantemente lodosos, com baixos teores de oxigênio” (Schaeffer-Novelli, 1991).

O ecossistema manguezal se desenvolve melhor nas zonas tropical e intertropical, ocupando a faixa situada entre as marés alta e baixa, i.e., o entremarés, cujos limites inferior e superior das marés são definidos pelas oscilações mais baixas e mais altas (marés de sizígia). Manguezais são reconhecidos à distância pelas árvores crescendo em ambientes costeiros de águas salgadas, salobras e até mesmo doces, em situações especiais. Além da sustentação dessas árvores em sedimento lamoso, o conjunto de estruturas de sustentação (raízes e caules) acaba sendo muito eficiente na redução do fluxo das águas, o que garante estabilidade e proteção contra erosão para as zonas costeiras tropicais com manguezais (Schaeffer-Novelli, 2018).

A cobertura vegetal peculiar do ecossistema manguezal mereceu atenção do General Nearco, almirante da frota de Alexandre “o Grande” em viagens realizadas nos anos de 326 e 325 a.C. pelo Sudeste Asiático entre os rios Indo e Eufrates, quando registrou a presença de árvores crescendo na água salgada, descrevendo as raízes como candelabros invertidos (Macnae, 1968). Historicamente, a cobertura vegetal peculiar do ecossistema manguezal no Brasil mereceu atenção, como a carta do Padre Jesuíta José de Anchieta, datada de 1560 (Anchieta, 1900), onde se lê, na página 44:

Da árvore mangue. Também há outras árvores, que por toda parte cobrem os braços de mar, onde crescem; cujas raízes estendendo-se, umas desde quase o meio do tronco, outras do ponto em que os galhos ao nascer se levantam, quase do comprimento da lança, pouco a pouco vergam para a terra, até lá chegarem, depois de muitos dias.

Entre outros relatos do século XVI, aparece o de Gabriel Soares de Souza (Souza, 1587), com detalhada descrição das árvores de “canapaúna” (mangue-vermelho), “como tortas e desordenadas, muito ásperas da casca, cujas pontas tornam para baixo, até que chega à maré” (*apud* Soffiati, 2006).

Embora a feição costeira colonizada pelas árvores de mangue chame atenção como uma floresta à beira-mar, o ecossistema propriamente dito é constituído por um *continuum* de feições ao longo da faixa do entremarés. Esse *continuum* é formado pelo lavado, bosque de mangue (cobertura florestal), ou simplesmente mangue, e o apicum, também denominado salgado ou planície hipersalina. O lavado é a porção dianteira do ecossistema, banhada diariamente pelas marés. A feição de bosque de mangue vem em seguida ao lavado, caracterizada pela presença das árvores de espécies típicas do ecossistema – o bosque de mangue. No Brasil são três os gêneros, com um total de seis espécies típicas: o mangue-vermelho, o mangue-verdadeiro ou “sapateiro” (gênero *Rhizophora*, com as espécies *R. mangle*, *R. harrisonii* e *R. racemosa*); o mangue-branco, o mangue-manso ou tinteira (*Laguncularia racemosa*, gênero com uma única espécie), e o mangue-preto, siriba ou sereiba (gênero *Avicennia*, com as espécies *A. schaueriana* e *A. germinans*). Nessa feição, uma faixa de lama mais escura fica exposta durante a baixa-mar, quando se destacam os caules de árvores (rizóforos) semelhantes a uma armação de guarda-chuva ou candelabro e, ainda, raízes do tipo que vem de baixo para cima (geotropismo negativo), denominadas pneumatóforos. Sobre os rizóforos do mangue-vermelho (erroneamente chamados de raízes-escora), numa faixa que depende das amplitudes de maré locais – i.e., da diferença das alturas entre preamares e baixamares, podem ser encontrados mariscos como a ostra e crustáceos, como as cracas (organismos sésseis), bem como várias espécies de caramujos que se deslocam para cima e para baixo, acompanhando o movimento das marés. Tanto nos rizóforos como nos pneumatóforos e na superfície do sedimento crescem algas marinhas (Rhodophyta e Chlorophyta, com exceção de Phaeophyta), como a alga vermelha *Bostrychia* spp. ou a alga verde *Monostroma* sp., conhecida como “alface-do-mar”, além de outras espécies (texto adaptado de Schaeffer-Novelli, 2018).

O apicum ocupa os terrenos cujos relevos apresentam ligeiras elevações topográficas sujeitas a menores frequências de inundação pelas marés. Essa feição do ecossistema manguezal muitas vezes se apresenta desprovida de vegetação arbórea. A superfície geralmente areno-lamosa (mistura de areia e lama) aparenta ser desprovida de vida. Em relação às marés, a feição é somente atingida pelas marés de sizígia. Ao contrário do que muitos pensam, o apicum, também denominado salgado ou pelo termo indígena mussuruna, é extremamente rico em vida. Essa verdadeira planície hipersalina atua como reservatório de nutrientes que o ecossistema vai utilizar na síntese de matéria orgânica vegetal e animal – fitomassa e biomassa, respectivamente; além de suporte para fases de ciclos biológicos de espécies da fauna associada ao manguezal, entre inúmeras outras funções imprescindíveis à manutenção da própria cadeia trófica da zona costeira. Algumas plantas herbáceas psamo-halófitas, adaptadas a viver em ambientes hipersalinos, colonizam essas “clareiras”, como também grandes adensamentos de cianofíceas (“algas azuis”), formando uma comunidade que sustenta e abriga alta diversidade biológica de micro-organismos, crustáceos e aves (texto adaptado de Schaeffer-Novelli, 2018).

Muito da complementação de informações do presente inventário tem por base a recente publicação do volume intitulado “*Brazilian Mangroves and Salt Marshes*” (Schaeffer-Novelli *et al.* (eds.), 2023), que muito contribuiu com dados atualizados sobre a vida, dinâmicas e processos do ecossistema:

- Os substratos dos manguezais estão profusamente colonizados por micro-organismos, tais como bactérias, arqueas, fungos, cianobactérias, algas, vírus e protozoários. Esses micro-organismos são conhecidos por sua rica diversidade (Oliveira *et al.*, 2023);
- A presença de associação de macroalgas, como da conhecida *Bostrychietum*, aumenta a complexidade do habitat e a disponibilidade de recursos, ofertando refúgio e alimento para a fauna residente como para a fixação de larvas das espécies que de outra forma não teriam como se reproduzir/procriar nos manguezais (Yokoya *et al.*, 2023);
- Os principais grupos taxonômicos de invertebrados e vertebrados associados são: Nematoda; Mollusca; Annelida; Arthropoda; Chordata: Amphibia; Reptilia; Aves; Pisces: Osteichthyes e Chondrichthyes; Mammalia: Didelphimorphia, Primatas, Sirenia e Cetacea;
- A composição da fauna de invertebrados associada aos manguezais consta, desde organismos móveis até os sésseis, dos detritívoros aos predadores e tanto por espécies da infauna como da epifauna (Checon *et al.*, 2023);
- Estuários, manguezais e marismas constituem habitats para peixes, onde encontram condições ideais para reprodução, alimentação e abrigo de predadores, além de excelentes condições para desenvolvimento de larvas e juvenis. Vaske e Rotundo (2023) identificam 604 espécies de peixes com ocorrência em áreas de manguezal no Brasil, em ambientes marinhos, salobros e de água doce, nas regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul;
- As aves registradas em manguezais brasileiros incluem espécies migratórias e residentes. Aves residentes, tais como o “guará” (*Eudocimus ruber*) e a “garça-real-de-coroa-amarela” (*Nyctanassa violacea*), se alimentam unicamente de caranguejos “chama-maré” (Silva & Silva, 2007), enquanto a “garça-tricolor” (*Egretta tricolor*) se alimenta de peixes pequenos (*Poecilia* spp.) (Martinez, 2010). Manguezais são importantes como trampolins (“stopover”) ou locais de invernadas das aves que necessitam recuperar energia, forragear e descansar antes de seguir suas rotas migratórias. Mancini *et al.* (2023) identificaram 368 espécies de aves, agrupadas em 24 ordens e 62 famílias, todas associadas aos manguezais brasileiros;
- Os manguezais são importantes áreas-berçário para os peixes-boi (*Trichechus manatus*). Essa é uma espécie-bandeira, importante para a conservação dos manguezais do Nordeste do Brasil. Nos estados de Alagoas, Pernambuco e Paraíba os rios atuam como fontes de água doce para os peixes-boi que vivem entre os ambientes marinho-costeiros e ribeirinhos. Nos estados do Rio Grande do Norte

e Ceará, fora dos estuários, há diversas fontes de água doce a partir dos fundos da zona costeira. Consequentemente, os indivíduos das subpopulações mais ao Sul, por serem mais dependentes dos estuários, acabam sendo mais observados próximos aos manguezais, onde há fontes de água doce da drenagem terrestre, das chuvas, das folhas ou dos troncos das árvores de mangue (Normande *et al.*, 2023);

- Estudos demonstram a importância do ecossistema manguezal ao longo da costa brasileira, sob diferentes aspectos, incluindo a importância da diversidade genética das espécies vegetais típicas de mangue, intimamente ligada aos projetos de restauração/regeneração do ecossistema. Resultados de projetos com a espécie de mangue-branco (*Laguncularia racemosa*) mostraram que as populações introduzidas perderam diversidade genética devido à “deriva genética”, mas as plantas remanescentes, com altas diversidades genéticas, ou os propágulos trazidos de outras áreas podem contribuir para aumentar a diversidade de modo geral (Granado *et al.*, 2018);
- A espécie de mangue-preto (*Avicennia schaueriana*) apresentou resultados similares para diversidade genética, indicando eficiência do fluxo genético (Granado *et al.*, 2018). Esses resultados indicam a importância da conservação de fragmentos de populações naturais do bosque de mangue, uma vez que proverão um “pool de diversidade genética” para manter as espécies ao longo do tempo, onde a diversidade (genética) pode ser a fonte para restauração de outras populações fragmentadas (Granado *et al.*, 2018).

O presente diagnóstico da situação do ecossistema manguezal, ao longo do litoral brasileiro, constitui uma síntese do estado da arte do conhecimento científico sobre o tema a ser desenvolvido de acordo com a base científica preconizada pela “Classificação e delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macro-habitats” (Junk *et al.*, 2014a,b). Tal classificação foi aceita pelo Comitê Nacional de Zonas Úmidas (CNZU) por meio da Recomendação CNZU nº 07/2015.

2. MANGUEZAIS INTEGRANTES DO SISTEMA COSTEIRO-MARINHO

A representação cartográfica dos ambientes costeiros e marinhos do Brasil – Sistema Costeiro-Marinho, foi finalmente publicada, em escala 1:250.000 (IBGE, 2019). A adoção do Sistema Costeiro-Marinho pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) atende às diversas feições e características físicas e bióticas das diferentes feições do litoral brasileiro (ecossistemas, domínios e províncias) e, ao mesmo tempo, reafirma a existência dos processos característicos desses ambientes, justificam sua representação cartográfica como um conjunto da porção continental (delimitação interna), e a segunda, relativa à porção marítima (delimitação externa).

“Áreas Úmidas são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica” (Nunes da Cunha *et al.*, 2014, p.37). As AUs devem registrar presença, pelo menos periodicamente, de espécies de plantas superiores aquáticas ou palustres, e/ou presença de substrato/solo hídrico.

A presente classificação, atualizada (Tabela 1), foi adaptada aos padrões adotados na publicação de Junk *et al.* (2015). As atualizações ocorreram em função dos ganhos ao longo dos resultados obtidos com o inventário. Foi incluído o subsistema de AUs marinhas com duas classes “Campos de gramas marinhas” e “Recifes” com quatro subclasses. No caso dos ambientes costeiro-marinhos, a subordem Manguezal recebeu a incorporação da Classe “manguezais de ilhas oceânicas”, representada pela subclasse Mangue do Sueste, em Fernando de Noronha, PE, único manguezal de ilha oceânica no Atlântico Sul. Justificativas para a nova tipificação: as condições únicas do Mangue do Sueste ocorreram a cerca de 2.000 anos, como atestam Pessenda *et al.* (2008), como sendo a idade geológica do bosque monoespecífico de *Laguncularia racemosa*, ocupando a bacia do Riacho Maceió. A precipitação pluvial e a penetração da água do mar na laguna caracterizam as condições hidrológicas do sistema. A dinâmica hidrológica dessa área apresenta características ecossistêmicas especiais, mais semelhantes à de uma laguna, cuja comunicação com o mar se faz por meio de uma abertura ocasional do corpo d’água com a Baía do Sueste.

Tabela 1. Classificação atualizada das AUs costeiras brasileiras.

As grandes paisagens úmidas (PUs) entram na classificação em nível de classe. Considerando a sua complexidade, a subdivisão das PUs em unidade funcional, subclasse e macro-habitat é tratada separadamente em publicações específicas, e.g., a classificação da PU Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba-RJ (Santos *et al.*, INAU, no prelo). As AUs marinhas correspondem à classificação da Convenção de Ramsar, que delimita AUs marinho-costeiras até uma profundidade de seis metros na maré baixa. Todos macro-habitats entram na tabela em blocos.

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse
Sistema 1: AUs Costeiras					
	Subsistema 1.1: AUs Marinhas				
				Classe: Campos de gramas marinhas	
				Classe: Recifes	
					Recifes de corais hermatípicos
					Recifes de Phragmatopoma
					Recifes de algas calcárias
					Recifes de arenito

Continua...

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse
	Subsistema 1.2: AUs costeiras sujeitas aos impactos dos pulsos previsíveis de longa duração				
			Subordem 1.2.0.1: Paisagens úmidas (PUs) nas embocaduras de grandes rios		
				Classe:	Foz do Rio Amazonas
				Classe:	Delta do Rio Parnaíba
				Classe:	Foz do Rio São Francisco
				Classe:	Foz do Rio Paraíba do Sul
				Classe:	Foz do Rio Doce
	Subsistema 1.3: AUs costeiras sujeitas aos impactos dos pulsos previsíveis de curta duração das marés				
			Subordem 1.3.0.1: Paisagens úmidas (PUs) costeiras		
				Classe:	Baía de Turiaçu
				Classe:	Baía de Cumã
				Classe:	Baía de São Marcos
				Classe:	Baía de São Jose
				Classe:	Baía de Todos os Santos
				Classe:	Baía de Sepetiba
				Classe:	Baía de Paranaguá
				Classe:	Lagoa dos Patos
			Subordem 1.3.0.2: Manguezais em toda a sua extensão		
				Classe:	Manguezais de beira-mar
				Classe:	Manguezais estuarinos
				Classe:	Manguezais de ilhas oceânicas
					Manguezal do Suêste (Fernando de Noronha)
			Subordem 1.3.0.3: Outras formações costeiras		
Macro-hábitats: (1)Marismas, (2) Praias arenosas, (3) Praias lamosas, (4) Dunas, (5) Costas rochosas, (6) Restingas					
	Subsistema 1.4: AUs separadas do mar com nível de água relativamente estável				
					Lagoas de água doce
					Lagoas e lagunas com diferentes níveis de salinidade
					Matas permanentemente alagadas
					Áreas cobertas com herbáceas (brejos, banhados)

Continua...

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse
	Subsistema 1.5: AUs separadas do mar com nível de água variável				
Macro-habitats: (1) Matas periodicamente alagáveis, (2) Lagoas e poças temporárias					
			Subordem 1.5.0.1: Pequenas AUs		
			Subordem 1.5.0.2: PUs na beira mar		
				Classe: Lençóis Maranhenses - MA	
				Classe: Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba - RJ	

3. MANGUEZAIS BRASILEIROS: GEOMORFOLOGIA, DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA, ASPECTOS ECOLÓGICOS, COBERTURA VEGETAL E BIODIVERSIDADE

3.1 Ambientes Geomorfológicos Costeiros

É sabido que o manguezal é um ecossistema aberto, i.e., sem um perímetro que possa ser traçado em virtude do intenso fluxo importação-exportação de partículas de sedimento, nutrientes, matéria orgânica, integrantes da fauna associada entre o ecossistema e as áreas adjacentes, incluindo as bacias hidrográficas e as águas costeiras.

Todo esse conjunto de características costeiras poderia ter um aspecto caótico em termos ecológicos (Thom, 1984). Porém esse mesmo autor, em 1982, encontrou repetições de determinados componentes entre processos e determinadas formações costeiras, em diferentes regiões fisiográficas. Três componentes essenciais foram definidos, como um fundo geofísico, geomórfico e biológico, todos influenciados pelo nível relativo do mar, condições climáticas e amplitude das marés (Thom, 1982). Em se tratando de ambientes geomorfológicos costeiros, a Figura 1 apresenta as cinco configurações das planícies costeiras que ocorrem em ambientes dominados por deposições de origem terrestre, descritas a seguir, de acordo com Thom (1982).

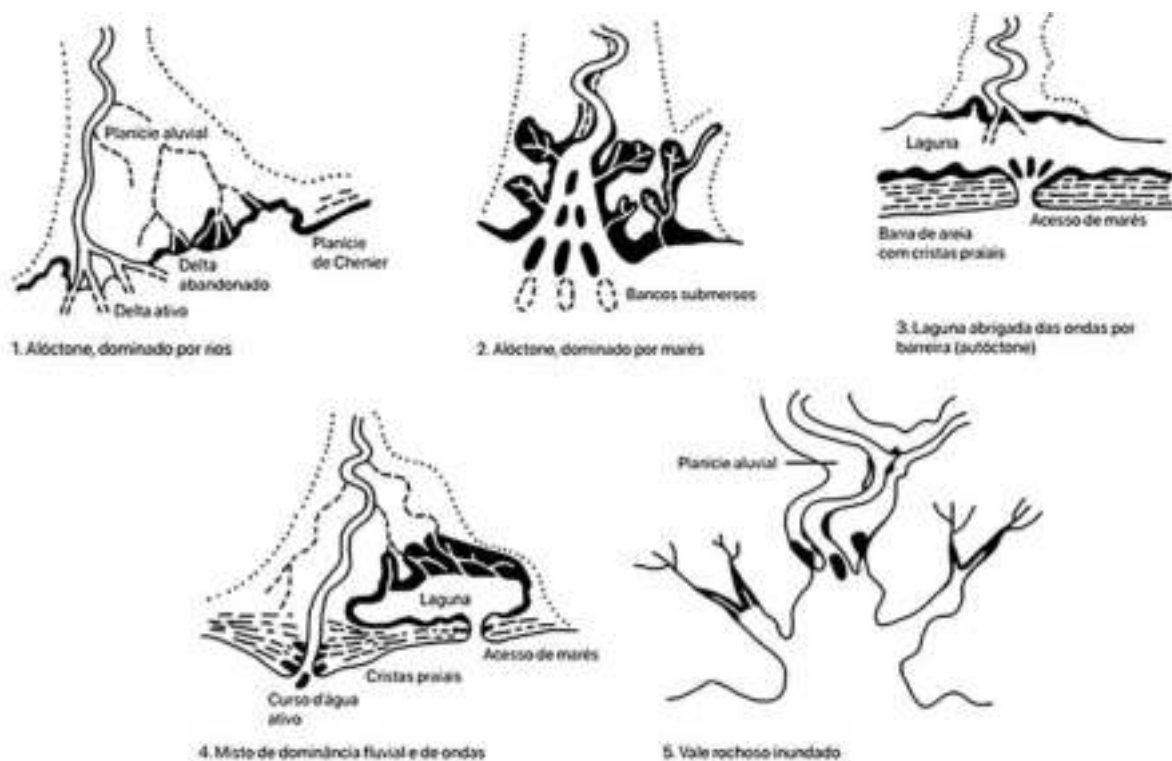


Figura 1. Ambientes geomorfológicos costeiros, para a colonização e o desenvolvimento de manguezais (sombreados em preto). As cinco configurações ocorrem em ambientes costeiros dominados por deposições terrígenas e transformações dos sedimentos em areia, silte e argila (de acordo com Thom, 1982).

- I. **Planícies dominadas por rios** – cenários deltaicos ou estuarinos em que quantidades significativas de sedimentos são transportadas por fluxos aluviais para a região costeira. A paisagem é marcada por numerosos tributários que alteram os fluxos hidrológicos, principalmente no que diz respeito à influência das marés;
- II. **Planícies dominadas por marés** – ambientes do tipo estuarino em que a hidrologia predominante é determinada pelo fluxo bidirecional das marés. Muitas vezes os bancos de areia no estuário são moldados paralelamente ao fluxo de marés;
- III. **Planícies dominadas por ondas** – ambientes de planícies costeiras que acumulam barreiras de areia ou de cheniers, criando lagunas e regiões litorâneas de baixa energia, facilitando o estabelecimento de manguezais. O sedimento é principalmente autóctone;
- IV. **Ambientes compostos por rios e marés** – ambientes onde tanto planícies deltaicas com forte influência aluvial, bem como forte influência de ondas, criam um complexo de leques aluviais e lagunas bloqueadas por barreiras arenosas distribuídas pelas ondas das correntes costeiras; e
- V. **Vales de rios afogados** – estuários ou embaíamentos, com fundos formados por rochas impermeáveis, inundados durante o período mais recente de elevação do nível do mar. O sedimento é principalmente autóctone.

3.2 Descrição de Habitats

A fisiografia das linhas de costa tropicais, associadas a manguezais, criadas ou modificadas por forças geomórficas (Thom, 1984), provê condições físicas nas quais as diferentes espécies vegetais de mangue se desenvolvem. Esse desenvolvimento ocorre condicionado a suas adaptações individuais, tolerâncias e necessidades por fatores diversos, tais como níveis de maré ou de submersão, salinidade ou preferências edáficas. Cada espécie possui tolerância específica em termos de período, frequência e profundidade de inundação (Semeniuk, 1994). Em seguida, são as condições climáticas locais que modificam as características dos bosques, impondo limites à colonização, crescimento e desenvolvimento (Thom, 1984; Woodroffe, 1987; Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990; Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1992; Soares *et al.*, 2000; Souza Filho *et al.*, 2006; Di Nitto *et al.*, 2008; Knight *et al.*, 2008).

Fatores abióticos (“assinatura energética”) regulam tanto a ocorrência como as características estruturais da cobertura florestal dos manguezais. A distribuição do ecossistema no Brasil pode ser registrada nos seguintes macro-habitats: manguezais de beira-mar, incluindo “*beachrocks*” (mangues-de-pedra); áreas hipersalinas (feição apicum ou salgado); manguezais nas embocaduras de rios (zonas estuarinas); lagunas costeiras sujeitas à influência do pulso das marés; e áreas sem fluxos previsíveis de água do mar, periodicamente represadas por períodos variáveis, em ilhas oceânicas (Manguezal do Sueste, Fernando de Noronha, PE).

Diferenças nas amplitudes dos níveis das águas (marés) nas AUs Costeiras:

- Na Costa Amazônica Equatorial, extremo norte da zona costeira do Brasil, do Amapá ao Maranhão, as amplitudes de maré são superiores a 4 metros (macromarés). No Igarapé do Inferno, entre as ilhas de Maracá do Norte e Maracá do Sul, na Estação Ecológica de Maracá-Jipioca (AP), as marés semidiurnas podem exceder os 9 metros de amplitude. Nos estados do Piauí e Ceará ocorrem mesomarés, pouco acima de 2 metros de amplitude. Entretanto, na maior parte do litoral brasileiro, do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, as amplitudes de maré são inferiores a 2 metros (micromarés).

Aumento do Nível Médio Relativo do Mar – NMRM:

- Manguezais possuem características biológicas que os tornam potencialmente sensíveis a alterações no nível médio relativo do mar, sendo considerados bons indicadores dessas mudanças (Deness, 1987; Woodroffe, 1990; Ellison, 1993; Blasco *et al.*, 1996; Ellison & Farnsworth, 1997; Soares *et al.*, 2000; Schaeffer-Novelli *et al.*, 2002). Predições de respostas e interpretação de diagnósticos atuais de um manguezal não podem ser analisadas independentemente dos fatores que as afetam, podendo variar muito sob uma perspectiva local, uma vez que as estruturas do ecossistema e a zonation da cobertura vegetal não são uniformes (Bacon, 1994).

Soares *et al.* (2000) e Schaeffer-Novelli *et al.* (2002) propõem modelo conceitual para prever, em nível local, o comportamento de manguezais diante das elevações projetadas para o Nível Médio Relativo do Mar (NMRM), considerando os seguintes fatores: topografia; fontes de sedimentos; taxa de aporte de sedimentos; área da bacia de drenagem; amplitude das marés; dinâmica costeira; e taxa de elevação. Diante dos cenários construídos pelo modelo, é possível identificar três respostas do ecossistema: **1.** erosão (perda de estrutura); **2.** retração (erosão na porção de contato com a linha d'água, sem oportunidade de migração); e **3.** resistência às alterações do NMRM (equilíbrio entre as taxas de transgressão marinha e as taxas de aporte de novos sedimentos). Cada uma dessas respostas pode ocorrer com: **a)** manutenção; **b)** exclusão; e **c)** formação de refúgios.

3.3 Distribuição Geográfica

Manguezais estão distribuídos em ambientes costeiros protegidos, das latitudes 04°26'N (Vale *et al.*, 2023) no Oiapoque (AP), a 28°48'34" S (Soares *et al.*, 2012), em Laguna (SC), de forma descontínua ao longo da maioria dos estados costeiros (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990), incluindo o arquipélago oceânico de Fernando de Noronha (PE). Apenas o Rio Grande do Sul não registra ocorrência de manguezais (Figura 2, ver Figura 1, **Capítulo 4**).



3.4 Características Fisiográficas do Litoral Brasileiro

A costa do Brasil reflete as interações entre processos geológicos, oceanográficos e ecogeomórficos interagindo com o aporte de sedimentos, clima e fatores oceanográficos, criando bases topográficas em equilíbrio com a dinâmica costeira atual (Figura 3). Os manguezais participam de forma decisiva dessa dinâmica costeira em decorrência da rapidez com que colonizam e estabilizam as novas áreas entremarés (Vale *et al.*, 2023).

Os processos de regressão e de transgressão marinha têm relação com a própria linha de costa durante os diferentes períodos de elevação e de abaixamento dos níveis do mar ao longo das eras geológicas. Essas

Figura 2. Distribuição dos manguezais ao longo do litoral do Brasil (Atlas dos Manguezais do Brasil (ICMBio, 2018) e unidades de conservação e o ecossistema manguezal (Ibama; IBGE; MMA; ICMBio, 2018).

oscilações no nível do mar destacam a dinâmica e a diversidade das fisiografias costeiras ajudando a compreender sua rica diversidade. Durante as mudanças do clima e do nível do mar no Quaternário foram acrescentados novos elementos morfológicos às linhas de costa, como planícies costeiras, planícies de maré, áreas úmidas e campos de dunas (Dominguez, 2009).

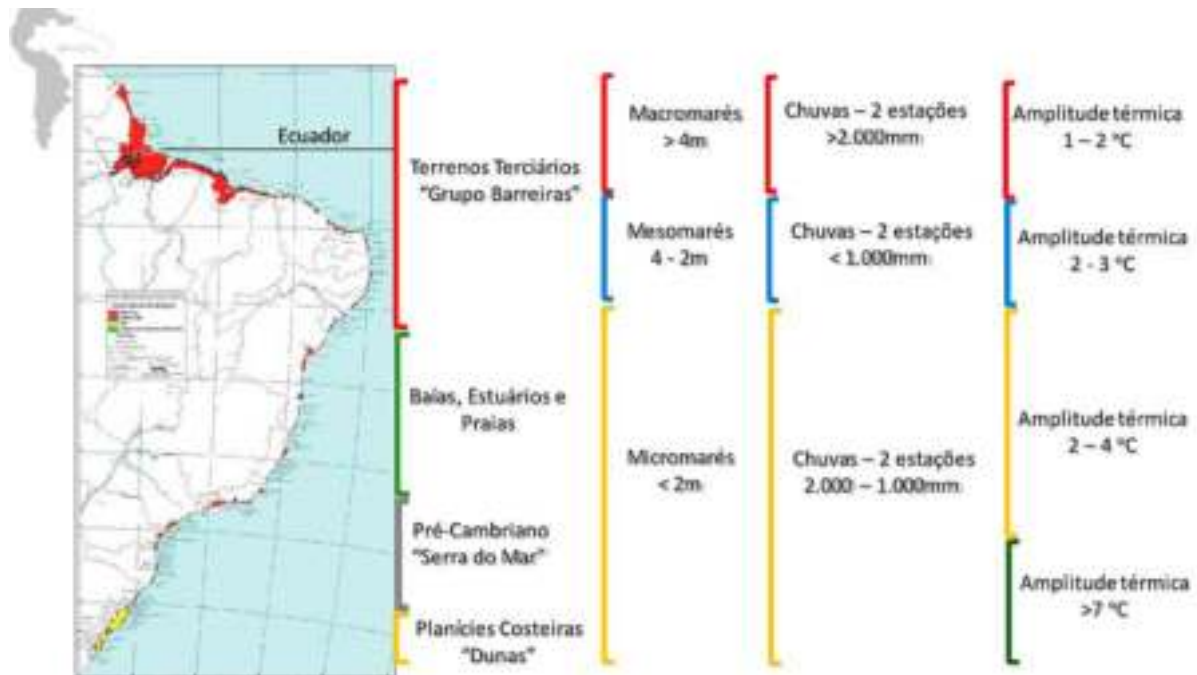


Figura 3. Características fisiográficas, geomorfológicas, climáticas e oceanográficas do litoral brasileiro (© Schaeffer-Novelli).

3.5 Segmentos do Litoral Brasileiro

A linha de costa foi dividida em oito unidades (I a VIII), de acordo com as condições fisiográficas, oceanográficas, geomorfológicas e climáticas, permitindo a descrição da ocorrência dos manguezais quanto às características dos atributos estruturais de cada segmento (Figura 4). Das oito unidades funcionais, apenas a VIII não conta com a presença de manguezais (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990). Ver descrição dos oito segmentos, a seguir:

- **Segmento I:** Cabo Orange (04°30'N) ao Cabo Norte (01°40'N). Segmento se estende da margem direita do Rio Oiapoque ao Cabo Norte, limite norte do "delta" do Rio Amazonas;
- **Segmento II:** Cabo Norte (01°40'N) à Ponta Curuçá (00°36'S). Segmento fisiograficamente integrante do "delta" do Rio Amazonas incluindo, principalmente, várias ilhas com baixos relevos;
- **Segmento III:** Ponta Curuçá (00°36'S) a Ponta Mangues Secos (02°15'S). Planície costeira intensamente dissecada por vários estuários do tipo "trombeta" que se estendem por vários quilômetros terra adentro;

- **Segmento IV:** Ponta Mangues Secos (02°15'S) ao Cabo Calcanhar (05°08'S). Segmento costeiro praticamente linear, submetido à energia de ondas. Praias arenosas e dunas de areia constituem feições características, assim como depósitos aluviais restritos às margens dos poucos rios;
- **Segmento V:** Cabo Calcanhar (05°08'S) ao Recôncavo Baiano (13°00'S). Segmento caracterizado por praias arenosas retilíneas e estreitas diante de terrenos altos da Formação Barreiras. Relictos submersos do Barreiras formam recifes paralelos à moderna linha de costa, exposta à alta energia de ondas;
- **Segmento VI:** Recôncavo Baiano (13°00'S) ao Cabo Frio (23°00'S). Praias arenosas dominam essa feição da linha de costa. Na parte central do segmento um cordão montanhoso se aproxima do mar estreitando a planície costeira. No extremo sul encontram-se lagoas costeiras rasas por trás de cordões arenosos (restingas);
- **Segmento VII:** Cabo Frio (23°00'S) a Torres (29°20'S). A proximidade da Serra do Mar ao mar caracteriza a porção norte do segmento. A estreita planície costeira aparece entrecortada por espigões do cristalino levando à formação de segmentos em formato de meia lua. Próximo ao limite sul se reduz à influência montanhosa, surgindo planícies costeiras mais largas emoldurando lagoas costeiras alongadas. Praias arenosas arrematam essas planícies; e

- **Segmento VIII:** Torres (29°20'S) ao Chuí (33°35'S). Segmento formado por costa exposta, praias retilíneas e sistema de dunas baixas diante de ampla planície costeira do quaternário.

Ilha oceânica: Um único manguezal ocorre na ilha principal do Arquipélago de Fernando de Noronha, PE (Manguezal do Sueste, 03°51'S e 32°25'W), ocupando "laguna sufocada" ou "estuário cego" entre duas dunas arenosas e a praia, subsidiado por fonte intermitente de água doce de um reservatório e água do mar, embora, provavelmente, haja percolação de água após eventos de ressaca (Travassos *et al.*, 2012).

Figura 4. Os oito segmentos do litoral brasileiro (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990), considerando a presença do ecossistema manguezal nos segmentos I ao VII (Schaeffer-Novelli *et al.* 2016).



3.6 Unidades Físico-ambientais

Os oito segmentos descritos por Schaeffer-Novelli *et al.* (1990), citados por Olson *et al.* (1996), são referidos como “unidades físico-ambientais” no documento para o Fundo para o Meio Ambiente Mundial Ministério do Meio Ambiente (MMA) da República Federativa do Brasil – Conservação e Uso Sustentável Efetivos de Ecossistemas Manguezais no Brasil (PNUD, PIMS 3280), vide Tabelas 2 e 3, a seguir:

Tabela 2. Unidades físico-ambientais de acordo com Olson *et al.* (1996) e GEF Mangue Prodoc (s.d.).

Regiões Geográficas	Unidades Físico- Ambientais de Manguezal (Extensão Geográfica)
Norte	Unidade I
	Foz do Rio Oiapoque – Foz do Rio Araguari (AP)
	Unidade II
	Foz do Rio Araguari (AP) – Colares (PA)
	Unidade III
	Colares (PA) – Alcântara (MA)
	Alcântara – Ponta de Tubarão (MA)
	Ponta de Tubarão – Delta do Parnaíba (MA/PI)
Nordeste	Unidade IV
	Delta do Parnaíba (MA) – Acaraú (CE)
	Acaraú – Fortaleza (CE)
	Fortaleza – Jaguaribe (CE)
	Jaguaribe (CE) – São Bento do Norte (RN)
	São Bento do Norte – Cabo Calcanhar (RN)
	Cabo Calcanhar – Rio Guaju (RN/PB)
	Unidade V
	Rio Guaju (RN/PB) – Ponta de Lucena (PB)
	Ponta de Lucena – Rio Goiana (PB/PE)
	Rio Goiana (PB/PE) – Cabo de Santo Agostinho (PE)
	Cabo de Santo Agostinho (PE) – Rio Coruripe (AL)
	Rio Coruripe (AL) – Rio Branco/Cidade do Conde (AL)
	Rio Branco/Cidade do Conde – divisa norte de Lauro de Freitas (BA)
	Divisa norte de Lauro de Freitas – Jaguaribe (BA)
	Jaguaribe – Itacaré/Rio das Contas (BA)
	Itacaré/Rio das Contas – Ilhéus (BA)
	Ilhéus – Santa Cruz de Cabralia (BA)
	Santa Cruz de Cabralia – Prado (BA)
	Prado (BA) – divisa BA/ES

Continua...

Regiões Geográficas	Unidades Físico- Ambientais de Manguezal (Extensão Geográfica)
Sudeste	Unidade VI
	Divisa BA/ES – Delta do Rio Doce (ES)
	Delta do Rio Doce – Baía de Vitória (ES)
	Baía de Vitória (ES) – Delta do Rio Paraíba do Sul (RJ)
	Delta do Rio Paraíba do Sul – Cabo Frio (RJ)
	Unidade VII
	Cabo Frio – Ponta de Itaipu (RJ)
	Ponta de Itaipu – Guaratiba (RJ)
	Guaratiba – Mangaratiba (RJ)
	Mangaratiba (RJ) – Praia da Boracéia (SP)
	Praia da Boracéia – São Vicente (SP)
	São Vicente – Juréia (SP)
	Juréia (SP) – Pontal do Sul (PR)
	Pontal do Sul – Guaratuba (PR)
	Guaratuba (PR) – Barra do Sul (SC)

Tabela 3. Segmentos com ocorrência de manguezais ao longo do litoral brasileiro de Schaeffer-Novelli *et al.* (1990a).

Os segmentos II, III e IV não tiveram responsáveis indicados pela coordenação do inventário.

SEGMENTOS	FICHAS DO INVENTÁRIO INAU
Brasil	Manguezais brasileiros: Oiapoque AP (04° 30'N) aa Laguna SC (28° 30'S)
Segmento I: Cabo Orange (04°30'N) ao Cabo Norte (01°40'N).	
Amapá	Manguezais da Estação Ecológica de Maracá–Jipióca
Segmento II: Cabo Norte (01°40'N) à Ponta Curuçá (00°36'S).	x-x
Segmento III: Ponta Curuçá (00°36'S) a Ponta Mangues Secos (02°15'S).	x-x
Segmento IV: Ponta Mangues Secos (02°15'S) ao Cabo Calcanhar (05°08'S).	x-x
Segmento V: Cabo Calcanhar (05°08'S) ao Recôncavo Baiano (13°00'S).	
Paraíba	Manguezais da Paraíba
Paraíba	Manguezal do estuário do Rio Mamanguape

Continua...

SEGMENTOS	FICHAS DO INVENTÁRIO INAU
Pernambuco	Manguezais de Pernambuco
Ilha oceânica	Manguezal do Sueste, Fernando de Noronha
Segmento VI: Recôncavo Baiano (13°00'S) ao Cabo Frio (23°00'S).	
Espírito Santo	Manguezais do Espírito Santo
Segmento VII: Cabo Frio (23°00'S) a Torres (29°20'S).	
São Paulo	Manguezais nas zonas estuarinas do território paulista
São Paulo	Manguezal do Araçá, São Sebastião
São Paulo	Manguezais do Litoral Sul de São Paulo
Paraná	Estação Ecológica de Guaraqueçaba

Nas Figuras 5 a 9 são apresentadas algumas das características estruturais dos diferentes manguezais ao longo do litoral brasileiro, em resposta às condições físico-ambientais limitantes à distribuição dos três gêneros vegetais típicos de mangue.



Figura 5. Manguezais brasileiros, Curuçá (PA). Foto: Pedro Walfir, ITV/UFPA (Webinário do MapBiomias) (18/11/2022). Fonte: Mapbiomas Brasil.



Figura 6. A) Limite austral das ocorrências de *Rhizophora mangle* na Praia do Sonho, município de São José (SC); B) *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* no Rio Ponta Grossa, Baía de Santo Antônio, município de Laguna (SC), notar os reduzidos desenvolvimentos estruturais. Fotos: a) Gilberto Cintrón-Molero, 1981; b) Yara Schaeffer-Novelli, 1979.



Figura 7. “Manguezal do Sueste”, Baía do Sueste, Fernando de Noronha (PE). Bosque formado unicamente pela espécie *Laguncularia racemosa*. (Fotos: Clemente Coelho-Junior).

Espécies vegetais típicas de mangue, em plena água doce

Bernardino *et al.* (2022) descrevem estrutura e composição, consideradas inesperadas, onde árvores típicas de mangue coexistem com espécies vegetais de água doce. Os autores comentam que essas áreas dos bosques de mangue no braço Norte do Rio Amazonas (litoral do Amapá) não teriam sido mapeadas anteriormente.

Entretanto, essa descoberta não é inusitada, principalmente porque as espécies típicas de manguezal se dão muito bem em água doce, apenas não são boas competidoras com glicófitas, tais como a angiosperma aninga (*Montrichardia arborescens*), espécie bastante frequente nas margens de rios, igarapés, furos e outros canais nos litorais do Piauí, Maranhão, Pará e Amapá.

Opescador Seu Chico do Delta (Delta do Parnaíba), como é mais conhecido, encaminhou fotos comprovando a presença de plantas típicas de mangue (“mangue-fita”, possivelmente se tratando da espécie *Rhizophora racemosa*) às margens do Rio Magu, localizado no interior da porção maranhense do Delta do Parnaíba (Figura 9), a uma distância de 12 km do local onde o rio deságua no Delta. A ocorrência se dá em água doce, da superfície ao fundo do rio, próximo ao município de João Peres (coordenadas geográficas aproximadas da posição das ilhas de mangue: latitude 02°55’S e longitude 041°54’W), bem a montante de Araisos (Figura 10 a), onde ocorre captação de água doce pela prefeitura daquela municipalidade (comunicação pessoal do Sr. Francisco das Graças Rodrigues, morador do Delta do Parnaíba na localidade de Água Doce, MA). Na Figura 9 b é possível ver a ocorrência de aninga (*Montrichardia arborescens*) mesclada com o sistema de sustentação (rizóforos) de *Rhizophora* sp.

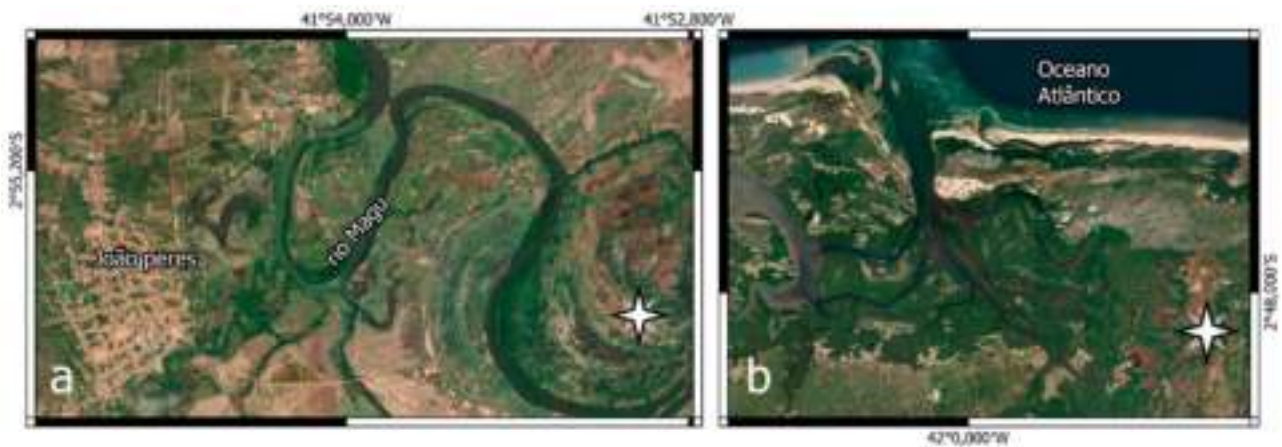


Figura 8. A) Município João Peres e Rio Magu; B) Município de Araisos e canal do Delta do Parnaíba (MA). Imagens: GoogleEarth.



Figuras 9. A) detalhe do “mangue-fita” e aninga (*Montrichardia* sp); B) margem do Rio Magu (MA). Fotos: Francisco Fonseca dos Santos, pescador do Delta do Parnaíba.

Manguezais brasileiros – tipos de sedimentos/substratos

Os sedimentos do manguezal possuem caráter tiomófico, sujeitos a halomorfismo e prevalência de condições redutoras, sem clara diferenciação de horizontes. Todavia, são evidenciados fenômenos físico-químicos característicos de processos gerais de formação de solos, especialmente relacionados aos ciclos do ferro e do enxofre, além da matéria orgânica (Andrade, 2010).

Os substratos dos manguezais são compostos por partículas com origem do intemperismo de vários tipos de rochas da terra emersa (dando origem aos sedimentos), cujo transporte é feito pelos cursos d'água. Somam-se a essas partículas trazidas em suspensão aquelas de origem marinha cujos aportes são feitos pelas marés e correntes costeiras. Os substratos formados por partículas recém-depositadas são pouco consolidados e, à medida que são colonizados por gramíneas pioneiras, vão sendo “estruturados” ou consolidados, permitindo a colonização por propágulos de mangue. Entretanto, sobre substratos coraliños, os poucos propágulos bem-sucedidos são aqueles que se encaixam em brechas das formações calcárias, principalmente os de mangue-vermelho.

O pH dos substratos dos manguezais é próximo ao da água do mar (6,8 - 7,6). Entretanto, podem tornar-se ácido (2-4), dependendo dos teores de matéria orgânica. Preamares e baixa-mares também influem no pH desses substratos (Andrade, 2010).

Corrente, ondas e movimento de sedimentos:

A costa do Brasil é caracterizada por reentrâncias típicas de uma costa dinâmica, onde sedimentos são abundantes e fortemente influenciados pelas variações do nível do mar e pela ação das ondas. A dissipação de energia está relacionada ao trabalho realizado pela dinâmica de sedimentos em suspensão e pela construção de estruturas, tais como barreiras arenosas e estruturas geomórficas que proveem abrigo para manguezais e outros ecossistemas de ambientes de baixa energia (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990; Vale *et al.*, 2023).

Regimes hidrológicos (chuvas, rios, marés):

O manguezal é um dos ecossistemas reconhecidamente sensíveis a alterações da qualidade da água e demais processos hidrográficos. O propósito desse critério é permitir acessar/identificar a disponibilidade de habitats com águas consideradas de alta qualidade a partir de habitats perdidos/degradados e da identificação de novas áreas de possíveis habitats.

Até bosques de mangue poderão se tornar habitats inviáveis devido a mudanças significativas na qualidade da água ou de processos hidrográficos. Parâmetros importantes são: pH, turbidez, oxigênio dissolvido, pesticidas, agrotóxicos, metais pesados, sólidos em suspensão, hidrocarbonetos (óleos) e até alterações dos ciclos de maré e de aporte de água doce.

Características físicas e geomorfológicas ao longo da costa

Nas Tabelas 4 e 5 são apresentadas as características físicas, geomorfológicas e climáticas de algumas áreas de manguezal ao longo da costa brasileira.

Tabela 4 – Características físicas, de acordo com os registros das Fichas de Identificação de Classe ou Macro-habitat – Inventário Nacional de Áreas Úmidas – INAU:

Formulário INAU	Área (km²)	Configuração geomorfológica
Manguezais brasileiros: Oiapoque (AP) – Laguna (SC)	13.989,66	Costa caracterizada por ampla gama de feições, abrangendo diferentes escalas e processos espaço-temporais, refletindo a modelagem das paisagens costeiras devido a fatores ecogeomórficos.
Manguezais da Estação Ecológica de Maracá–Jipiôca (AP)	602,5	Costa caracterizada por ampla gama de feições, abrangendo diferentes escalas e processos espaço-temporais, refletindo a modelagem das paisagens costeiras devido a fatores ecogeomórficos.
Manguezais da Paraíba (PB)	sem informação	Tabuleiros Costeiros são sustentados pelos sedimentos da Formação Barreiras. No geral, apresentam-se com superfícies aplainadas, suavemente inclinadas para o mar, interrompidas a Leste, por Falésias Marinhas vivas ou mortas.
Manguezal do estuário do Rio Mamanguape (PB)	40,87	O Estuário do Rio Mamanguape está inserido em terrenos planos constituídos por arenitos da Formação Barreiras. Baixa declividade e larguras variáveis, preenchidos por depósitos do Quaternário. Terraços marinhos pleistocênicos e holocênicos, e planícies de marés constituem os sedimentos quaternários, depósitos estes relacionados às variações do nível relativo do mar (transgressão e duas últimas regressões).
Manguezais de Pernambuco (PE)	250,44	A região litorânea de Pernambuco apresenta características geográficas que lhe confere elevada vulnerabilidade ao aumento do nível do mar: baixas altitudes médias (2 - 4 m); áreas planas, bordejadas por Tabuleiros Costeiros; volumosa drenagem superficial e pontos de alagamento permanente (elevado nível do lençol freático).
Manguezal do Sueste, Fernando de Noronha (PE)	0,001	O arquipélago é o que restou do topo emerso de um edifício vulcânico localizado a cerca de 4000 m de profundidade, parte de uma ramificação da Dorsal Médio Atlântica em direção à costa brasileira. A zona costeira da ilha é constituída por franjas de abrasão marinha, formando falésias ou estreitas praias de seixos e calhaus retrabalhados pela ação de ondas. Trabalhos realizados na praia e no Manguezal do Sueste verificaram a presença de sedimentos superficiais e subsuperficiais bioclásticos, com teores de carbonato biodetrítico predominantemente acima de 90%.
Manguezais do Espírito Santo (ES)	79,72	Formação Barreiras, ao norte, com seus Tabuleiros após a Planície Costeira do Rio Doce, com mais de 150 km de extensão. Depois da foz do rio Doce, os Tabuleiros costeiros têm presença marcante dos Terraços de Abrasão na plataforma interna. Ao sul, voltam a predominar as planícies costeiras e seus sistemas deltaicos, menos desenvolvidas que no litoral norte.

Continua...

Formulário INAU	Área (km²)	Configuração geomorfológica
Manguezal do Araçá, São Sebastião (SP)	0,03	As praias próximas dos maciços da Serra do Mar mostram-se recortadas, apresentando inúmeros costões rochosos e diversas ilhas. A tectônica está registrada em feições que ocorrem nos geossítios cujo magmatismo granítico está documentado, principalmente, pelo Geossítio Sistema de Diques da Ponta do Araçá.
Manguezais nas zonas estuarinas do território paulista (SP)	237,55	As planícies costeiras da baixada litorânea constituem relevos de aplainamento quase horizontais e estão situados no nível das oscilações da maré e se caracterizam por sedimentos tipo vasa (lama) e drenagem com padrão difuso. Os baixos terraços marinhos, formados por sedimentos marinhos e mistos atuais e subatuais, fazem parte das coberturas cenozóicas e incluem materiais arenosos praias, depósitos marinhos localmente retrabalhados por ação fluvial e/ou eólica, terrenos areno-silticos argilosos de deposição flúvio-marinha-lacustre e depósitos de mangue.
Manguezais do Litoral Sul de São Paulo (SP)	119,43	Área litorânea, conhecida regionalmente como Lagamar, formada por extensa planície sedimentar marcada por morros arredondados, restingas, manguezais, canais lagunares.
Estação Ecológica de Guaraqueçaba (PR)	55,89	Complexo Estuarino de Paranaguá, margeado por planícies constituídas de sedimentos inconsolidados do Pleistoceno Superior e do Holoceno. Apresentando baixas altitudes e declividades. Trata-se de formações de origem variada, compreendendo: a) sedimentos arenosos das restingas; b) depósitos fluviais em parte arenosos, principalmente silticoargilosos; c) sedimentos detrítico-orgânicos, pantanosos de antigas lagoas ou planícies de marés (interditais).

Tabela 5. Características climáticas, de acordo com os registros das Fichas de Identificação de Classe ou Macro-habitat – Inventário Nacional de Áreas Úmidas.

Formulários INAU	Latitude (N-S)	Longitude (E-W)	Limites (N-S)	Temperatura (Max-Min)	Precipitação (mm/ano)
Manguezais brasileiros: Oiapoque (AP) Laguna (SC)	04° 26'N 28° 48'S	51° 50'W 48° 51'W	Norte Sul	26°C 32°C – 9°C	> 3.000 1.440
Manguezais da Estação Ecológica de Maracá-Jipiôca (AP)	01° 52'N	50° 29'W		42°C – 20°C	média 3.000
Manguezais da Paraíba (PB)	06° 29'S 07° 33'S	34° 39'W 34° 56'W	Norte Sul	27°C – 25°C	1.600 – 1.200

Continua...

Formulários INAU	Latitude (N-S)	Longitude (E-W)	Limites (N-S)	Temperatura (Max-Min)	Precipitação (mm/ano)
Manguezal do estuário do Rio Mamanguape (PB)	06° 33'S 06° 23'S	34° 51'W 34° 52'W	Norte	26°C – 24°C	1.600 – 1.200
	06° 52'S 06° 54'S	35° 14'W 35° 14'W	Sul		
Manguezais de Pernambuco (PE)	07° 32'S 08° 54'S	Não se aplica	Norte Sul	30,7°C – 20,90°C	média 2.263
Manguezal do Sueste, Fernando de Noronha (PE)	03° 51'S	32° 25'W		30°C – 24°C	1.300 – 1.000
Manguezais do Espírito Santo (ES)	18° 34'S 21° 30'S	39° 67'W 40° 95'W	Norte Sul	22°C – 24°C	1.600 – 1.000
Manguezal do Araçá, São Sebastião (SP)	23° 49'S	45° 24'W		40°C – 14,6°C	média 1.597,3
Manguezais nas zonas estuarinas do território paulista (SP)				média 21°C	média 2.000
Manguezais do Litoral Sul de São Paulo (SP)	24° 40'S 25° 19'S	47° 25'W 48° 05'W		25,2°C – 17,7°C	média 2.277,8
Estação Ecológica de Guaraqueçaba (PR)	25°17'S	48° 21'W		média 20,9°C	média 2.364,8

3.7 Cobertura vegetal

Feição “bosque de mangue”: espécies típicas de angiospermas de famílias de convergência evolutiva, epífitas como líquens, musgos, samambaias, gravatás, filodendros, orquídeas, cactos e até uma hemiparásita, além de macroalgas Rhodophyta e Chlorophyta, com exceção de Phaeophyta.

Feição “apicum”, “salgado” ou “planície hipersalina”: algumas espécies de psamo-halófitas e tapetes de algas (*algal mats*) formadas por cianofíceas (também chamadas de “algas azuis”), organismos unicelulares que podem ser encontrados formando colônias ou filamentos.

Lista de espécies de plantas típicas do ecossistema manguezal:

Três gêneros e seis espécies típicas de angiospermas dos bosques de mangue, ao longo do litoral brasileiro (Schaeffer-Novelli & Cintrón, 1986). O limite latitudinal austral para espécies vegetais típicas de mangue, *Rhizophora racemosa* e *R. harrisonii* (02° 50'S), ocorre do extremo Norte até o Rio Parnaíba, Delta do Parnaíba, Piauí e *Rhizophora mangle* (27° 30'S), ocorre do extremo Norte até a Praia do Sonho, município de São José, Santa

Catarina; *Avicennia germinans* (22° 22'S), do extremo Norte até a desembocadura do Rio Macaé, município do Rio de Janeiro (com. pess. Arthur Soffiati); e, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* (28° 48'34" S), do extremo Norte até a desembocadura do Rio Ponta Grossa, Lagoa de Santo Antônio, município de Laguna, Santa Catarina.

Família Rhizophoraceae

Gênero Rhizophora

Mangue vermelho, sapateiro ou verdadeiro, encontra-se geralmente nas franjas dos bosques em contato com o mar, ao longo dos canais, na desembocadura de alguns rios ou nas partes internas dos estuários onde a salinidade não é muito elevada.

Rhizophora mangle L. – da desembocadura do Rio Oiapoque, à latitude da Ilha de Santa Catarina (Figuras 11 e 12).

R. harrisonii Leechman e *R. racemosa* G.F. Mayer – da região norte até o Delta do Rio Parnaíba, no Piauí (Figuras 13 a, b e c).



Figura 11. A-D – *Rhizophora mangle*: A) árvore; B) folhas; C) flor; e D) propágulo.



Figura 12 - *Rhizophora mangle*, detalhes das fases de reprodução desta espécie vivípara, da flor ao propágulo.



Figura 13. A) *R. harrisonii* Leechman e B) *R. racemosa* G.F. Mayer – Rio Guindó, próximo ao Igarapé Guaxuna, região norte até o Delta do Rio Parnaíba, no Piauí. Fotos: A) e C) Yara Schaeffer-Novelli; B) Iana, moradora de Parnaíba, PI.

Família Acanthaceae

Gênero *Avicennia*

Siriúba ou mangue preto – ocupa terrenos da zona entremarés, ao longo das margens lamacentas dos rios ou diretamente exposta às linhas de costa, desde que submetidas a intrusões salinas. Essas plantas toleram salinidades intersticiais muito mais altas que os demais gêneros de mangue, chegando a sobreviver em locais com salinidades de 90 ups (Figuras 14, 15 e 16).



Figura 14. A-E – A) bosque de *Avicennia*; B) folha de *A. germinans*; C) folha de *A. schaueriana*; D) inflorescência de *Avicennia*; E) propágulos de *Avicennia*. As duas espécies ocorrem no Brasil.



B1 – *Avicennia germinans*



B2 – *Avicennia schaueriana*

Figura 15. B1-B2 – Inflorescência, detalhes na posição dos pistilos das duas espécies do gênero *Avicennia* com ocorrência no Brasil: B1) *A. germinans* e B2) *A. schaueriana*. Fotos: Clemente Coelho-Junior.

A. germinans (L.) Stern (= *A. nitida* Jacq.) – ocorre do extremo Norte do Brasil até a foz do Rio Macaé, norte do estado do Rio de Janeiro (Maciel & Soffiati Netto, 1998).

Avicennia schaueriana Stapf & Leechm. ex Moldenke (= *A. tomentosa* Jacq. ex. Ridley) – ocorre ao longo de todo o litoral, com seu limite austral coincidindo com o próprio limite sul dos manguezais no Atlântico Sul Ocidental.



Figura 16 – Limite austral de ocorrência das espécies *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* e gramíneas, Rio Ponta Grossa, Lagoa de Santo Antônio, Laguna (SC). Foto: Yara Schaeffer-Novelli, 1979.

Família Combretaceae

Gênero *Laguncularia*

Mangue branco ou tinteira, encontrado em costas banhadas por águas de baixa salinidade, às vezes ao longo de canais de água salobra ou em praias arenosas protegidas (Figura 17). É um gênero monoespecífico, i.e., possui apenas uma espécie:

Mangue branco ou tinteiro, encontrado em costas banhadas por águas de baixa salinidade, às vezes ao longo de canais de água salobra ou em praias arenosas protegidas. É um gênero monoespecífico, i.e., possui apenas uma espécie:

Laguncularia racemosa (L.) Gaertn. f. – encontrada associada aos manguezais ao longo de todo o litoral. Merece destaque o fato de ser a única espécie típica de mangue encontrada no Arquipélago de Fernando de Noronha, no único manguezal, na Baía do Sueste.



Figura 17. A-D – *Laguncularia racemosa*: A) bosque; B) folhas com pecíolos vermelhos; C) inflorescência em rácemo; e D) propágulos (infutescência em rácemo).

Espécies e assembleias dos manguezais brasileiros

Tratamos aqui apenas das assembleias vegetais do macro-hábitat, uma vez que as espécies da fauna não são alvo das definições, delineamentos e classificações das AUs brasileiras, que têm seus alvos nas considerações sobre as peculiaridades hidrológicas, botânicas e ecológicas específicas do Brasil.

O inventário diversidade biológica (assembleias das espécies mais importantes) se torna uma ferramenta de suma importância para o conhecimento da riqueza de espécies, até certo ponto essencial para a construção de medidas eficazes para a conservação do macro-hábitat.

Em áreas de clareiras (“gaps”), naturais ou induzidas pelo homem, a ocupação mais frequente costuma ser da espécie *Acrostichum aureum* L., cujo rápido crescimento dificulta a recolonização pelo aporte de novos propágulos de mangue. Essa espécie é comum ao longo dos estados costeiros, com exceção do Rio Grande do Sul. A erradicação das invasões de *Acrostichum* spp. é muito difícil, exigindo adoção de produtos químicos para eliminar o sistema radicular dessa Pteridophyta (Hamilton & Snedaker, 1984; Travassos *et al.*, 2012).

3.8 Macroalgas (Criptógamas) encontradas nos manguezais brasileiros

Macroalgas são componentes essenciais dos ecossistemas costeiros, ofertando serviços ecossistêmicos, tais como retenção de nutrientes, oferta de habitat, ambientes para reprodução e postura, fonte de alimentos para diversos invertebrados, larvas de organismos marinhos e terrestres. Eles servirão de alimento para estágios juvenis de peixes e invertebrados de importância comercial (Yokoya *et al.*, 2023).

Para as áreas de manguezal do Atlântico Sul Ocidental, Cordeiro-Marino *et al.* (1992) fazem referência a espécies de Chlorophyceae e Rhodophyceae. Segundo Maciel (1991), podem ocorrer fanerógamas halófitas (*Salicornia gaudechodiana*, *Chaenopodiaceae* e *Sesuvium portulacastrum*, cuja maioria das espécies apresenta adaptações para sobreviver em ambientes tropicais e subtropicais) e criptógamas abundantes, sobre as quais se alimentam caranguejos de diversas espécies.

A presença da associação da Rhodophyceae, conhecida como *Bostrychietum*, aumenta a complexidade do habitat e a disponibilidade de recursos, ofertando refúgio e alimento para a fauna residente como para a fixação de larvas das espécies, que de outra forma não teriam como se reproduzir/procriar nos manguezais. A arquitetura das árvores de mangue é importante, com suas raízes e galhos, para o estabelecimento/fixação das macroalgas e para a incrustação da macrofauna de suspensívoros, principalmente bivalves como as ostras (Yokoya *et al.*, 2023).

Espécies vegetais invasoras exóticas

O “Manguezal do Sueste”, em Fernando de Noronha (PE), pertencente à subclasse “com influência direta das marés ou sem influência direta da água do mar”, representa um ambiente salino ou salobro que favorece a vegetação halófito facultativa ou psamo-

halófita, em detrimento das glicófitas. Entretanto, nos últimos anos tem havido invasão da espécie arbórea exótica, invasora, *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. O aporte de água doce facilita a invasão de macrófitas aquáticas como “alface d’água” (*Pistia stratiotes*), entre outras espécies introduzidas pela municipalidade, assim como a angiosperma conhecida por “linhaça” (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit). O Rio Maceió, única fonte de aporte de água doce em região sabidamente com baixa precipitação pluvial, foi severamente alterado com a construção da barragem. Impactos decorrentes da introdução da “linhaça” e da criação de gado sem contenção podem provocar o comprometimento dramático do “Manguezal do Sueste” (1,0 ha), uma vez que não há disponibilidade de fontes próximas de propágulos para recomposição de um bosque único, em ilha oceânica no Oceano Atlântico Sul.

Outros organismos associados aos manguezais brasileiros

Microbiota – Os substratos dos manguezais estão surpreendentemente colonizados por micro-organismos, tais como bactérias, arqueas, fungos, cianobactérias, algas, vírus e protozoários. Esses micro-organismos são conhecidos por sua rica diversidade (Oliveira *et al.*, 2023).

Fauna – Espécies características da fauna de vertebrados e invertebrados, associadas ao ecossistema, não estão filogeneticamente relacionadas. Destaque para os principais grupos taxonômicos de vertebrados e invertebrados associados: Nematoda; Mollusca; Annelida; Arthropoda; Chordata: Amphibia; Reptilia; Aves; Pisces: Osteichthyes e Chondrichthyes; Mammalia: Didelphimorphia, Primatas, Sirenia e Cetacea.

Macro e meiofauna nos manguezais brasileiros – O que caracteriza os manguezais é a cobertura vegetal, responsável por alterar a dinâmica sedimentar, provendo recursos e refúgio para uma ampla gama de organismos da macro e da meiofauna. Paralelamente ao ambiente sedimentar, os manguezais também albergam fauna bem diversa aderida aos rizóforos ou nas macroalgas que se desenvolvem sobre estes ou sobre pneumatóforos e troncos das árvores dos gêneros *Avicennia* e *Laguncularia* (Checon *et al.*, 2023).

Comunidades de peixes – Estuários, manguezais e marismas constituem habitats para peixes, onde encontram condições ideais para reprodução, alimentação e abrigo de predadores, além de excelentes condições para desenvolvimento de larvas e juvenis. Vaske e Rotundo (2023) identificam 604 espécies de peixes com ocorrência em áreas de manguezal no Brasil, em ambientes marinhos, salobros e de água doce, nas regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul. Há espécies de peixes de mar aberto que se deslocam para as áreas de manguezal para se reproduzir e se alimentar. Algumas espécies passam toda a vida nos manguezais e adjacências, enquanto outras fazem uso dessas áreas apenas durante parte de seus ciclos de vida (Vaske & Rotundo, 2023). Algumas espécies de importância comercial dependem dos manguezais para sobrevivência, onde são capturadas pela pesca artesanal em determinadas épocas do ano (Gasalla & Rossi-Wongtschowski 2004; Siliprandi *et al.* 2019).

Aves migratórias e residentes – No Brasil, as espécies de aves residentes, tais como o “guará” (*Eudocimus ruber*) e a “garça-real-de-coroa-amarela” (*Nyctanassa violacea*), se alimentam unicamente de caranguejos “chama-maré” (*Uca* spp) (Silva & Silva, 2007), enquanto a “garça-tricolor” (*Egretta tricolor*) se alimenta de peixes pequenos (*Poecilia* spp.) (Martinez, 2010).

Espécies da fauna associada aos manguezais, consideradas importantes para a conservação do ecossistema, segundo o Plano de Ação Nacional – PAN Manguezal – O Macro-hábitat Manguezal constitui base de cadeias alimentares que garantem proteção para cerca de 75% das espécies de importância comercial do Sistema Costeiro-Marinho.

O governo brasileiro estabeleceu estratégias para conservação e uso sustentável dos manguezais na forma de um Plano de Ação – o Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal na Costa Brasileira – PAN Manguezal. A elaboração do PAN Manguezal contou com representantes da sociedade (membros da comunidade científica, lideranças regionais, além de representantes de organizações não governamentais). Espécies com importância socioeconômica foram identificadas pelo Plano de Ação para Conservação de Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal (CNPT, 2012).

A lista das espécies da fauna consideradas ameaçadas e de importância socioeconômica, associadas aos estuários e manguezais das regiões Norte, Nordeste e Sudeste-Sul, foi elaborada pelos representantes de Povos e Comunidades Tradicionais, obedecendo a critérios etnobiológicos, como tipo de uso, importância comercial, grau de ameaça, dependência do manguezal e espécie bandeira. A etnobiologia estuda as classificações feitas pelas comunidades locais em relação aos recursos do ambiente, enfocando a percepção e o conhecimento sobre os recursos naturais, a forma como são utilizados e as práticas de manejo desenvolvidas pelas sociedades (Diegues, 2000; Souza, 2007).

Nota – A lista das espécies consideradas ameaçadas e de importância socioeconômica da fauna, elaborada com base na etnobiologia, nem sempre corresponde à identificação científica, que tem como base a nomenclatura binária definida por Linnaeus em 1735.

4. MANGUEZAIS E A SUA RELAÇÃO COM O HOMEM

4.2 Uso da Terra e da Água

Legalmente, o ecossistema manguezal, em toda a sua extensão (macro-hábitat manguezal, incluindo planícies hipersalinas, apicuns e salgados), é considerado Área de Preservação Permanente – APP (Lei Federal nº 12.651/2012, artigo 3º incisos II e XIII e 4º, inciso VI).

Embora as principais ameaças aos manguezais brasileiros sejam antropogênicas, suas causas subjacentes atuais são, principalmente, de ordens institucional e regulatória. Para mitigar essas ameaças e responder às causas subjacentes, o Brasil implementou uma estrutura abrangente, baseada numa abordagem de área protegida; não obstante, uma série de questões individuais, institucionais e sistêmicas compromete a capacidade efetiva de conservação dos manguezais nas APPs no SNUC/2000 (Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000). As causas subjacentes dessas ameaças têm relação com uma série de deficiências políticas, regulatórias e de capacidade.

- Zona Costeira: destaques do mapeamento anual de cobertura e uso da terra entre 1985 e 2021 (Fonte: <https://mapbiomas.org/radiografia-da-costa-brasileira-nos-ultimos-37-anos>).

Com 7491 quilômetros, a costa brasileira coloca o Brasil entre os 20 países com maior litoral no mundo (MapBiomas Brasil.org.br). Com o auxílio de imagens de satélite e recursos de inteligência artificial, o MapBiomas fez um raio-X desse território, que engloba praias, dunas, manguezais (cobertura florestada do ecossistema), apicuns e áreas de aquicultura e salicultura (Figura 18, Tabela 6).

Entre 1985 e 2021, a área total de manguezais, do Amapá até Santa Catarina, expandiu 4%, passando de 970 mil hectares (9.700 km²) para mais de um milhão de hectares (1.011 Mha; 10.110 km²). Três estados da região Norte – Amapá, Pará e Maranhão – respondem por 80% da cobertura de manguezais do país. Os manguezais do Norte crescem sob um regime de macromarés, cujas variações diárias são superiores a 4 metros, e se desenvolvem sobre uma planície de lama que chega a medir 30 km de largura, ocupada por árvores de até 30 m de altura, segundo Pedro Walfir, da equipe de mapeamento da zona costeira do MapBiomas. Já a classe apicum, nesse mesmo período de 37 anos (1985 a 2021), passou de 57 mil para 54 mil hectares (540 para 570 km²) de área no Brasil, com o Maranhão concentrando, aproximadamente, 60% da superfície de apicuns do País.

A ocupação da zona costeira brasileira que mais cresceu nos últimos 37 anos foi a classe aquicultura, com um aumento de 36% entre 1985 e 2021, passando de 36 mil hectares para 56 mil hectares (360 para 560 km²) no País, com nítida preferência por regiões não vegetadas, como apicuns ou, quando vegetadas, de porte arbustivo. Mossoró, no Rio Grande do Norte, possui as maiores áreas de aquicultura/salicultura no País, com, aproximadamente, 11 mil hectares (110 km²) (MapBiomas, Destaques do mapeamento anual de cobertura e uso da terra entre 1985 e 2021 – Zona Costeira <https://mapbiomas.org/radiografia-da-costa-brasileira-nos-ultimos-37-anos>).

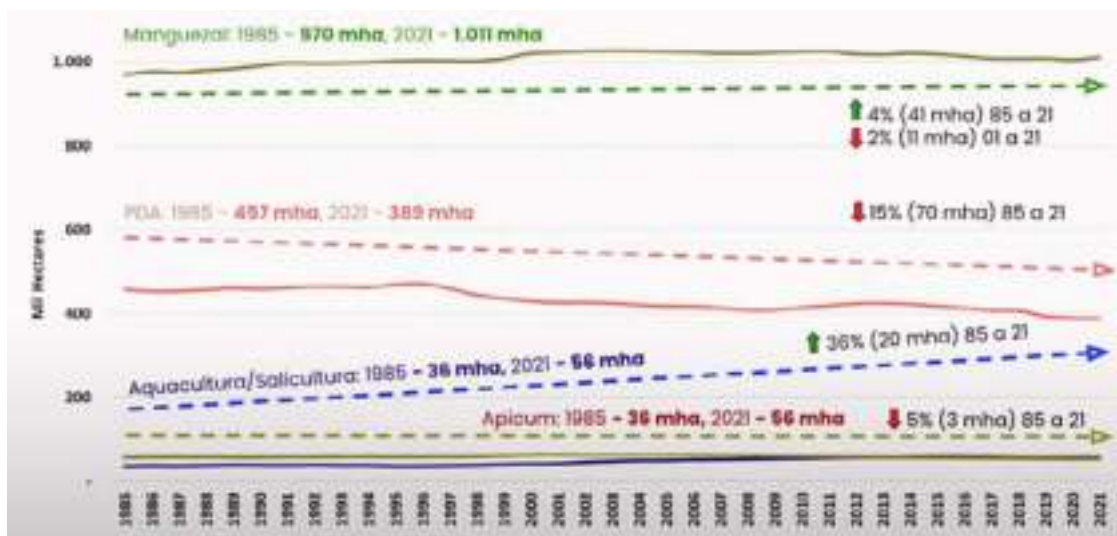


Figura 18. Zona Costeira, ecossistema manguezal de 1985 a 2021, por ano (Mha = mil ha). Além da classe manguezal (áreas florestadas), também são apresentadas as evoluções das áreas ocupadas por outras classes mapeadas, como PDA (Praias, Dunas e Areais), Aquicultura/Salicultura e Apicum. Fonte: Apresentação de Pedro Walfir ITC/UFPa, da equipe Webinário do MapBiomias Brasil, Desafios do Uso da Terra – Zona Costeira (Coleção 7), apresentação de Pedro Walfir TV/UFPa (MapBiomias) (18/11/2022). youtube.com/mapbiomasbrasil

Tabela 6. Porcentagem de perda de áreas de manguezais no Brasil, no período 1985 – 2022, em 2010 e 2020, onde são consideradas as classes florestadas de rios, lagos, oceano, florestas, corpos d’água artificiais, áreas úmidas, áreas agrícolas e pastagens e áreas de cultivo temporárias (MapBiomias, 2022):

ESTADOS	Manguezal (ha)		Perdas de manguezal		Cobertura vegetal dominante
	2010	2020	(ha)	(%)	
AP	94.450	79.730	267	0,40	Rios, lagos e oceano
PA	229.205	227.462	241	0,11	Florestas
MA	470.224	466.915	762	0,20	Rios, lagos e oceano
PI	5.472	5.684	12	0,22	Corpos d’água artificiais
CE	18.142	17.997	62	0,38	Rios, lagos e oceano
RN	13.565	13.774	84	0,70	Rios, lagos e oceano
PB	11.745	12.867	15	0,13	Áreas úmidas
PE	13.938	15.491	16	0,12	Agricultura e pastagens
AL	3.997	4.523	5	0,13	Áreas úmidas
SE	20.645	21.699	42	0,22	Áreas úmidas
BA	68.877	70.750	136	0,21	Áreas úmidas
ES	7.461	6.827	40	0,63	Áreas úmidas
RJ	10.088	10.796	16	0,17	Áreas úmidas
SP	18.313	17.758	46	0,28	Colheitas temporárias

Continua...

ESTADOS	Manguezal (ha)		Perdas de manguezal		Cobertura vegetal dominante
	2010	2020	(ha)	(%)	
PR	26.012	18.445	10	0,06	Rios, lagos e oceano
SC	7.965	6.482	36	0,61	Agricultura e pastagens
	1.020.099	931.986	2.476	0.29	Área úmida

4.2 Bens e Serviços Ecossistêmicos

Serviços ecossistêmicos prestados pela unidade funcional do macro-hábitat manguezal (Figura 19), incluindo planícies hipersalinas, apicuns e salgados (lista de 27 Serviços Ecossistêmicos de acordo com as categorias do Millennium Ecosystem Assessment (2005); ICMBio, 2018).

- Serviços de Provisionamento

- Berçário natural das espécies que passam, pelo menos, uma fase da vida nos sistemas de manguezal (70% a 80% das espécies de valor econômica) (Nunes da Cunha *et al.*, 2014);
- Fornecimento de recursos pesqueiros como alimentos para seres humanos;
- Madeira, junco, fibras e turfa;
- Produtos medicinais;
- Outros produtos e recursos, incluindo material genético.

- Serviços Regulatórios

- Purificação/tratamento de água ou diluição de resíduos;
- Filtro biológico, com a cobertura florestal oxidando a matéria orgânica e reciclando nutrientes enquanto acumula biomassa (Nunes da Cunha *et al.*, 2014);
- Controle de inundações, diques de contenção de inundações;
- Solos, sedimentos e retenção de nutrientes;
- Retenção de partículas de sedimento na zona estuarina, trazidas em suspensão por rios e correntes de maré (Nunes da Cunha *et al.*, 2014);
- Estabilização da costa, da margem e proteção contra tempestades;
- Proteção a processos naturais, dissipando energia das ondas e atenuando a erosão da linha de costa (Nunes da Cunha *et al.*, 2014);
- Outros serviços hidrológicos;
- Regulamentação climática local/amortecimento de mudanças;
- Armazenamento/sequestro de carbono;
- Combate ao aquecimento global, sequestrando CO₂ da atmosfera e acumulando como fitomassa aérea e subterrânea (Nunes da Cunha *et al.*, 2014).

- Serviços Culturais

- Importância cultural e cênica, com muitas regiões tidas como sagradas, além da incontestável beleza cênica (Nunes da Cunha *et al.*, 2014);

- Caça e pesca para fins recreativos;
- Atividades de estudo da natureza;
- Outras formas de lazer e turismo;
- Patrimônio cultural;
- Importância cultural contemporânea, inclusive para as artes e a inspiração criativa, bem como os valores de existência;
- Valores estéticos e “senso de localização”;
- Valores espirituais e religiosos;
- Sistemas e conhecimentos importantes de relevância para as pesquisas.



Figura 19. Representação gráfica dos serviços ecossistêmicos prestados pelos bosques de mangue da Baía do Araçá, São Sebastião, Litoral Norte de São Paulo (adaptado de MEA, 2005, por Reis-Neto, 2018).

4.3 Principais Impactos Naturais e Induzidos pelo Homem

No Brasil, cerca de 80% das espécies marinhas de valor comercial (peixes, crustáceos e moluscos) dependem dos manguezais em uma ou mais etapas dos seus ciclos de vida, sobretudo nas fases larval e juvenil (Moberg & Rönnback, 2003). Além das espécies perdidas devido ao esgotamento dos habitats no Brasil, algumas das espécies mais importantes, quer pelos serviços ecossistêmicos que fornecem, quer por seu papel na economia local, estão dando sinais de sobre-exploração. Uma dessas é o caranguejo uçá, que desempenha uma importante função na aeração do solo e na ciclagem de nutrientes (Gutierrez *et al.*, 2006), além de ser o principal recurso econômico de muitas comunidades de manguezais.

O Estado Atual dos Manguezais Brasileiros

Os dados mais recentes sobre a área da cobertura florestada dos manguezais, considerando os impactos naturais e os induzidos pelo homem, estão disponibilizados na proposta de mapeamento anual da cobertura e uso da terra do Brasil do MapBiomass (2022). Informações mais específicas, sobre as áreas ocupadas pelo ecossistema manguezal são descritas em detalhe, no Capítulo 9 do Atlas dos Manguezais do Brasil (ICMBio, 2018).

Aquicultura

Os impactos negativos aos manguezais decorrem da poluição da água por derramamentos químicos, pela introdução de agentes patogênicos e parasitas, do aumento da concorrência entre espécies endêmicas e exóticas e alterações genéticas provocadas na fauna local por espécies exóticas e pelas mudanças de fluxo hídrico e consequente perturbação do equilíbrio hidrológico, do aumento da concorrência entre as espécies endêmicas e as exóticas da fauna. Além desses impactos, se somam o deslocamento e a exclusão de comunidades locais dos seus territórios tradicionais de pesca, que também vêm ocorrendo em algumas áreas.

Agricultura

Plantações localizadas a montante desses ecossistemas são responsáveis pela redução da quantidade e qualidade da água, induzindo alterações no equilíbrio hidrológico que levam ao aumento da sedimentação, à erosão e ao assoreamento. O cultivo de cana-de-açúcar, particularmente importante no Nordeste, demanda grandes quantidades de nitratos e fertilizantes, produtos que, com a eliminação imprópria de dejetos líquidos produzidos pelas usinas, poluem os cursos de água. Arroz e cana-de-açúcar são os principais produtos agrícolas plantados em microbacias localizadas ao longo da costa, produzindo impacto negativo nos manguezais;

Exploração de madeira

Alguns tipos de madeira do mangue são usados por suas propriedades adstringentes e antibióticas ou como adoçantes e remédios tradicionais. Apesar da legislação existente, a extração de madeira não observa os níveis ou técnicas sustentáveis de extração e raramente conta com planos de manejo florestal. As espécies *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* são, às vezes, a única fonte de madeira disponível nas áreas de manguezal, usadas para curtumes ou como combustível na queima de cerâmicas, ou na construção de pontes, cercas, barcos e casas;

Indústria pesqueira

O aumento da pressão pesqueira sobre os estuários com manguezais vem ameaçando algumas espécies, como o caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), incluído na lista de espécies sobre-exploradas e o guaiamum, espécie considerada criticamente ameaçada pela Lista de Espécies Ameaçadas do Brasil (Portaria MMA 445/2014). O caranguejo-uçá e o guai-

mum (*Cardisoma guianhumi*) cumprem papel fundamental nas funções dos manguezais, de modo que seu esgotamento afeta o equilíbrio de nutrientes e, conseqüentemente, o número e as espécies capazes de prosperar nesse ecossistema. O uso de dinamite e outras práticas ilegais estão levando à sobrepesca e à destruição dos habitats, com a conseqüente perda da biodiversidade costeira. A pesca de arrasto é uma prática generalizada que leva a um aumento da captura incidental de juvenis e de espécies não visadas.

Instalações urbanas, industriais e turísticas

Essas intervenções, com frequência, acarretam o desmatamento, aterramento de áreas de manguezal, erosão, sedimentação, eutrofização e mudanças imprevisíveis nos regimes hidrológicos dos ambientes de manguezal. Embora esses impactos se restrinjam em boa parte às áreas urbanas, a expansão da construção de empreendimentos turísticos nas áreas costeiras outrora remotas vem ganhando força nos últimos anos. Os habitats aquáticos sofrem também os impactos decorrentes da infiltração e do lançamento de esgoto sem tratamento adequado; de poluentes domésticos e industriais, inclusive bacteriológicos e virais; de metais pesados e de outros produtos tóxicos. A construção desses empreendimentos com frequência acarreta desmatamento, aterramento de áreas de manguezal, erosão, sedimentação, eutrofização e mudanças imprevisíveis nos regimes hidrológicos dos ambientes de manguezal.

Alterações hidrológicas

Excesso e/ou redução do aporte de água doce produz alterações sensíveis nas regiões estuarinas e, conseqüentemente, sobre os manguezais, reconhecidamente sensíveis a alterações da qualidade da água e dos processos hidrológicos. Dentre as alterações hidrológicas, elencamos algumas que podem ser naturais, como acidentes geológicos, quedas de árvores, desbarrancamentos, acúmulo de sedimentos ou seixos formando bancos nos cursos d'água, ou induzidos pelo homem, como retificações ou mudanças de cursos d'água, barragens, dragagens e aterros. As barragens merecem atenção urgente com segurança em função da ampliação das práticas de mineração a montante, bem como ao controle de inundações.

Mudanças do clima

A amplitude latitudinal tropical e subtropical da linha de costa do Brasil traz uma diversidade de feições fisiográficas onde se desenvolvem os manguezais. O fato de os manguezais constituírem ecossistemas extremamente adaptáveis às variações das condições do ambiente abiótico onde se inserem determina que as respostas estruturais sejam observadas em pulsos e em escala temporal de décadas, em níveis local e regional. Mudanças climáticas, mais especificamente em termos de aumento térmico e do nível médio relativo do mar, maior disponibilidade de CO₂, ampliação nas frequências de recorrência de precipitação e das tormentas tropicais (furacões e tempestades), em conjunto com as atividades humanas sobre os sistemas costeiros, afetarão o equilíbrio ecológico e, por conseguinte, a sustentabilidade dos manguezais (Schaeffer-Novelli, 2014).

O avanço na frequência das tempestades e as mudanças nas correntes, somadas ao aumento no nível do mar, podem levar a um recuo dos manguezais (regressão) à medida que as espécies migrem terra adentro em busca de condições ambientais ideais. Diante da impossibilidade de ocupar esses espaços, devido à existência de obstáculos físicos construídos, prevê-se uma extensa perda de habitat e de serviços de proteção e regulação fornecidos pelos manguezais aos ecossistemas de terra firme e à infraestrutura costeira, reduzindo, assim, sua resiliência a impactos adicionais induzidos pela mudança do clima. Prevê-se um aumento na frequência de eventos extremos desse tipo. As previsões indicam a possibilidade de que a mudança do clima produza efeitos que impactarão os manguezais, especialmente com a promoção de eventos extremos de excesso e escassez de pluviosidade. Essa potencialmente futura ameaça é mais significativa na área que vai do Ceará a Santa Catarina, onde os manguezais, muitas vezes, não conseguem migrar terra adentro devido à presença de obstáculos físicos. Embora esses estados abriguem apenas 15% dos manguezais do Brasil, são representativos para o contexto local. Em termos de representatividade, a perda dessas áreas seria bastante significativa. Por esse motivo, as zonas de amortecimento nessas áreas requerem atenção redobrada (Schaeffer-Novelli, 2014).

Essas zonas de amortecimento, no caso dos manguezais, podem ser representadas pela feição apicum (Figura 20) quando localizadas na porção mais interna do bosque de mangue, considerando uma transversal a partir do curso d'água ou, então, o ecótono que pode ocorrer entre a faixa das preamares de sizígia e os próximos ecossistemas na terra emersa – quase sempre restingas de diversos portes. A importância tanto da feição apicum como do ecótono está no fato da retrogradação da linha de costa em resposta ao aumento dos eventos extremos (ressacas, por ex.) e ao próprio aumento do nível médio relativo do mar quando os bosques de mangue migram terra adentro, colonizando os terrenos anteriormente menos atingidos pelas marés médias.



Figura 20. Ecossistema manguezal, feição apicum (foto de Pedro Walfir ITV/UFGA). Fonte: Webinar do MapBiomas Brasil, Desafios do Uso da Terra – Zona Costeira (Coleção 7), 18/11/2022. youtube.com/mapbiomasbrasil

- Alterações na pluviosidade

Ellison (2000, 2004) aponta em seus artigos que mudanças na precipitação deverão ter efeitos sobre o crescimento e extensão das áreas de manguezal. É apresentado um cenário de aumento de 25% de precipitação pluvial até 2050, com padrões de distribuição irregulares. Em áreas com decréscimo de pluviosidade, deverá haver redução no crescimento, sobrevivência de propágulos e na produtividade dos manguezais. Esse fato favorecerá sua substituição por plantas halófitas mais tolerantes. Sendo assim, podem ocorrer perdas em extensão e diversidade dos manguezais. Em contrapartida, nas áreas com maiores precipitações, poderá haver aumento de diversidade na zonação dos bosques e nas taxas de crescimento de algumas espécies de mangue, podendo ampliar sua área de ocupação. Harty (2004) sugere que, nesses casos, deve elevar a capacidade dos mangues de competir com a vegetação glicófitas, de zonas mais internas.

- Mudanças em frequência e intensidade de tempestades tropicais

Alterações na salinidade, nas taxas de inundação e no aporte de sedimentos estão entre as condições verificadas em decorrência das tempestades tropicais (Ellison & Stoddart, 1991). Essas condições podem comprometer a estabilidade e a composição das espécies na cobertura vegetal dos manguezais (Gilman *et al.*, 2006). Alterações na linha de costa poderão desencadear processos de erosão e de deposição em taxas que excedam a resiliência das espécies vegetais típicas de mangue, passando a comprometer o equilíbrio ecológico do ecossistema (Hopkinson *et al.*, 2008).

- Aumento das temperaturas médias

Com o aumento térmico o ecossistema poderá, eventualmente, ocupar latitudes mais altas para o norte e para o sul, porém sempre na dependência de vários outros fatores (Field, 1995). Contrariamente a essa ideia, Woodroffe e Grindrod (1991) e Snedaker (1995), citados por McLeod e Slam (2006), argumentam que eventos climáticos extremos de baixas temperaturas limitariam a expansão dos manguezais em direção aos polos.

4.4 Importância do Ecossistema Manguezal

1 – Ecossistema manguezal, em toda sua extensão, como base de uma das cadeias alimentares do sistema costeiro – trama trófica ou cadeia trófica.

A cobertura vegetal do ecossistema manguezal é constituída por produtores primários, sintetizadores de matéria orgânica como produto da fotossíntese. Essa matéria orgânica é a própria estrutura das árvores, macro e microalgas. Com a marcescência das estruturas vegetais estas caem sobre o substrato do bosque e podem ser levadas aos cursos d'água por ocasião das baixa-mares (Figura 21), ou permanecer nos bosques como *standing-crop* (estoque de matéria orgânica). Tanto no bosque como na água, com o tempo, a matéria orgânica vegetal sofre diversos processos durante a decomposição, se transformando em matéria orgânica particulada e, com o tempo, em matéria orgânica dissolvida.

Manguezais são ecossistemas abertos – não têm perímetros definíveis; importam e exportam nutrientes, matéria orgânica, além de outros materiais. Entre as formas de exportação podem ser elencados representantes da fauna associada – vertebrados e invertebrados, consumidos pelos demais elos da rede trófica (Figura 22), secundários até os predadores de topo que deles fazem uso em suas dietas. Aves residentes ou migratórias têm nos manguezais e adjacências suas fontes de forrageio, destacadamente durante as rotas migratórias das aves neotropicais.



Figura 21. Serapilheira, no bosque do mangue e, nas águas estuarinas, na baixa-mar.

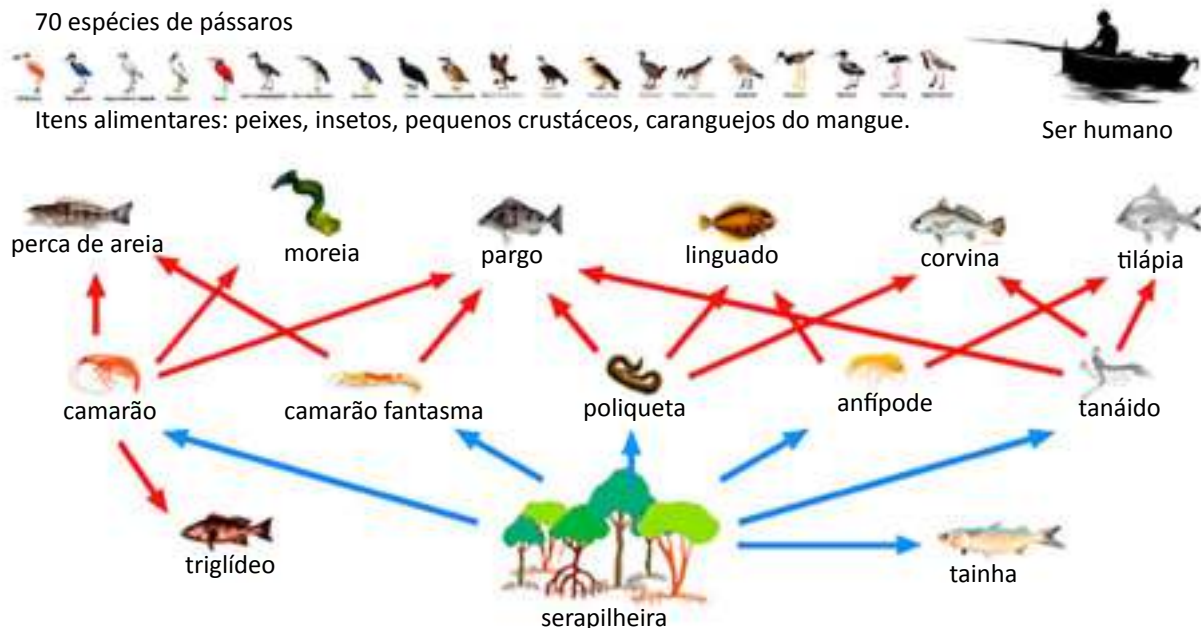


Figura 22. Cadeia trófica, Baía do Araçá, São Sebastião, Litoral Norte (adaptado de Soares *et al.*, 2016).

2 – Resiliência

Com base em vários estudos de caso desenvolvidos no Brasil, pode-se entender que manguezais são ecossistemas extremamente dinâmicos, submetidos a ações naturais e antrópicas e que, devido à alta resiliência, recuperam sua cobertura vegetal e os serviços ecossistêmicos (Cunha-Lignon *et al.*, 2009, 2011; Menghini *et al.*, 2011; Conti *et al.*, 2016; Reis-neto *et al.*, 2019). Experimentos *in situ* comprovaram que tanto flora quanto fauna se adaptam a estressores causados pelo homem e, se os tensores forem removidos ou reduzidos, diversos parâmetros voltam ao estágio anterior ao impacto em um curto período de tempo (Capdeville *et al.*, 2019).

3 - Carbono orgânico

Fato importante sobre os manguezais é a grande capacidade de fixar carbono, principalmente ao nível das raízes, no substrato (Nellemann *et al.*, 2009; Huxman *et al.*, 2010). Esse processo de acumulação no sedimento ocorre ao longo do tempo, enquanto a erosão ou desmatamento da cobertura vegetal, como nos empreendimentos de carcinocultura, facilitam a liberação quase que imediata do CO₂ para a atmosfera. Experimentos feitos em florestas de mangue na Malásia (Jin-Eong, 1993) revelam que com a remoção do bosque (desmatamento), os sedimentos do manguezal liberam cerca de 50 vezes mais carbono que a quantidade sequestrada.

Os manguezais ocupam cerca de 50% dos litorais tropicais das nações do mundo, contribuem com serviços como sequestro de carbono que extrapolam as “estruturas visíveis” do ecossistema que não tem um perímetro possível de ser definido. Embora reconhecida a elevada eficiência no sequestro e armazenamento de carbono por longo prazo, ainda são poucos os países que realizaram o inventário dos estoques de carbono na biomassa (fitomassa) e nos sedimentos para os seus manguezais (Rovai *et al.*, 2022). Essas estimativas podem ser empregadas para estabelecer a performance de projetos de restauração, servindo de linha de base para futuras metas para estoques e fluxos de carbono no caso das mudanças nos ambientes, devidas a alterações hidrológicas no contexto das bacias hidrográficas e demais perturbações antropogênicas, capazes de alterar o fluxo de sedimento a jusante (estuários), e comprometer a estabilidade dos manguezais (Rovai *et al.*, 2022).

4 - Conectividade entre os ecossistemas costeiros tropicais - Manguezais, pradarias marinhas e recifes de coral

A transferência de energia entre ecossistemas devida aos organismos deveria ser considerada como muito importante, uma vez que é responsável pela amplificação de outros fluxos de energia. Por exemplo, a produção secundária nas zonas costeiras tropicais deve ser estimulada por pulsos periódicos de nutrientes providos por organismos migradores.

Migrações de animais constituem importante elo entre recifes de coral, pradarias marinhas e manguezais. Os diferentes tipos de migração podem ser esquematizados em termos de ganho e de perda de energia para um determinado ecossistema. São

conhecidos dois tipos de migração: **(1)** migrações curtas para alimentação, que podem ser diários ou estacionais; e **(2)** migrações que fazem parte do ciclo de vida, ocorrendo entre os sistemas. O resultado de ambos os tipos é a transferência de energia do sistema onde se alimentam ou onde ocorre o desenvolvimento para o sistema que abriga os adultos.

Sob o aspecto da conectividade, os ecossistemas manguezal, pradarias marinhas e recifes de coral se encontram funcionalmente conectados, destacando que quaisquer alterações, independentemente do tipo e da escala da intervenção, causarão interferências nas taxas de resposta desses ecossistemas (Ogden & Gladfelter, 1983). Destaca-se a importância da função dos manguezais como filtros biológicos para sedimentos em suspensão, da terra emersa em direção ao mar, protegendo tanto pradarias como recifes de coral dos impactos devidos ao assoreamento (com. pess. Yara Schaeffer-Novelli).

Duas espécies de peixes emblemáticas são bons exemplos dessa conectividade. O mero (*Epinephelus itajara*), considerada criticamente ameaçada no Brasil (Projeto Meros do Brasil, merosdobrasil.org) e o robalo (*Centropomus spp*), importante espécie para pesca amadora e gastronomia. Ambas utilizam os manguezais nas primeiras fases de seus ciclos de vida, buscando alimentação e proteção. Quando juvenis maiores e adultos, buscam outros ambientes (recifes de corais, estuário e zona costeira) para viver e se reproduzir.

4.5 Proteção e Conservação do Ecossistema Manguezal

Unidade de Conservação de Proteção Integral (Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000) e Proteção da vegetação nativa (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, artigo 3º, incisos II e XIII, e 4º, inciso VI – ecossistema manguezal, em toda a sua extensão, é considerado Área de Preservação Permanente):

UC de Proteção Integral: manutenção dos ecossistemas livres de alterações causadas por interferência humana, admitido apenas o uso indireto dos seus atributos naturais; e

Estatuto legal de Área de Preservação Permanente – área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas:

Inciso XIII – manguezal: ecossistema litorâneo que ocorre em terrenos baixos, sujeitos à ação das marés, formado por vasas lodosas recentes ou arenosas, às quais se associa, predominantemente, a vegetação natural conhecida como mangue, com influência fluviomarina, típica de solos limosos de regiões estuarinas e com dispersão descontínua ao longo da costa brasileira, entre os Estados do Amapá e de Santa Catarina.

Cerca de 87% dos manguezais do Brasil estão abrigados em 122 UCs (ICMBio, 2018). Desse total de 122 UCs, 55 são UCs federais; 46, UCs estaduais; e 19, UCs municipais; sendo 17% de Proteção Integral e 83% de Uso Sustentável.

De uma área total com, aproximadamente, 13.000 km², segundo mapeamento realizado pelo CSR/Ibama (Centro Nacional de Monitoramento e Informações Ambientais – Cenima/Ibama), adotada pelo Ministério do Meio Ambiente (ICMBio, 2018), cerca de 80% estão distribuídos entre os estados do Maranhão (36%), Pará (28%) e 16% no Amapá, correspondendo à maior área contínua de manguezais no mundo.

De acordo com mapeamento feito pelo MapBiomas, cerca de 75% do ecossistema manguezal está abrangido por alguma das 340 UCs da zona costeira, das 2.544 UCs nacionais. De acordo com a mesma fonte, entre 1985 e 2021, 1,3 mil hectares de apicuns foram convertidos para atividades de aquacultura (70% áreas de apicum e 8% das áreas de aquacultura estão incluídas em UCs costeiras), representando riscos para a conservação desse tipo de formação natural (apicuns são considerados como uma das feições do ecossistema manguezal) (Figura 23). “Apicuns, assim como os manguezais, são localmente dinâmicos, intercalando perdas e ganhos de magnitude aproximadas ao longo da série temporal. São processos de transformação natural”, explica César Diniz, e completa: “Porém quando há a conversão para infraestrutura urbana ou aquacultura, essa dinâmica é interrompida: não há volta para a formação original” (César Diniz, membro da equipe de mapeamento de zona costeira do MapBiomas – <https://mapbiomas.org/radiografia-da-costa-brasileira-nos-ultimos-37-anos>).

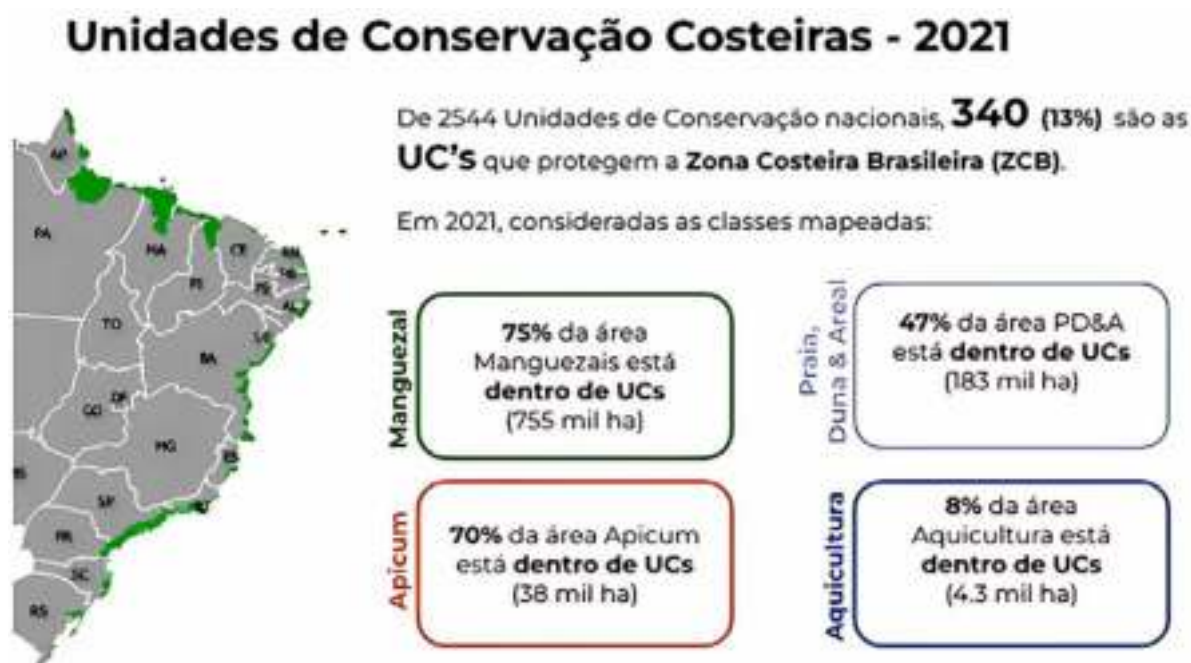


Figura 23. Diferentes tipos de Unidades de Conservação – UCs Costeiras, incluindo o ecossistema manguezal, em 2021. Fonte: Webinário do MapBiomas Brasil, Desafios do Uso da Terra – Zona Costeira (Coleção 7), apresentação de Pedro Walfir ITV/UFPa, membro da equipe de mapeamento de zona costeira do MapBiomas (18/11/2022). youtube.com/mapbiomasbrasil

5. RECOMENDAÇÕES

As mudanças climáticas incluem alterações complexas sobre diversos ecossistemas naturais. Entretanto, essas transformações com influência sobre as espécies da fauna e da flora podem ser refletidas por indicadores, tais como as temperaturas do ar e da água do mar, disponibilidade de oxigênio, valores de salinidade e de pH, além de outras variáveis abióticas.

Segundo Rovai *et al.* (2022) poucos países possuem inventários dos estoques de carbono, sendo este também o caso do Brasil, detentor da segunda maior área de manguezais no mundo. Esses tipos de inventários oferecem um levantamento integrado do carbono fixado para estimar a capacidade dos diversos tipos de zonas costeiras e climáticas onde se encontram os manguezais. Ainda segundo os mesmos autores, os manguezais brasileiros registram 8,5% do estoque global de carbono dos manguezais (conjunto da fitomassa e da biomassa subterrânea). Todo esse estoque faz do Brasil um dos maiores *hotspots* globais de carbono azul, sugerindo que as perdas desse ecossistema devem ser consideradas como potencial fonte de liberação de CO₂ para a atmosfera (Rovai *et al.*, 2022).

Várias soluções têm sido propostas no campo das lacunas, e podem ser desenvolvidas por meio de ações, tais como: retardar ou atenuar os impactos do clima (reduzir a emissão dos GEE – gases de efeito estufa); mitigar os impactos por meio de restauração dos ecossistemas (renaturalização); aumentar sobretudo a resiliência e facilitar a recomposição natural (soluções baseadas na natureza – “*Nature-based Solutions*”); ou reduzir os impactos de origem não climática, eliminando a “conversão” e a transformação de AUs para outros usos.

1 - Restauração do ecossistema manguezal – Brasil:

Manguezais vêm perdendo suas áreas ao longo das últimas décadas e é fato que com o destaque para a função do ecossistema como importante sequestrador (fotossíntese) e fixador de CO₂ (fitomassa e subterrânea), seus serviços passaram a ser ainda mais valorizados diante das mudanças climáticas.

À medida que as crises climáticas se tornam uma realidade, os serviços de provedor de recursos alimentares, como a oferta graciosa de caranguejos, camarões, além da função de protetor da linha de costa, e as raízes atuando como fixadoras nos sedimentos com altos teores de matéria orgânica – serviços absolutamente inquestionáveis nos tempos atuais (Roots of Hope, 2021).

Estamos em plena vigência da Década da ONU para Restauração de Ecossistemas (2021-2030). As iniciativas de restauração contam com conhecimento técnico e algumas experiências práticas pontuais (Menezes, 1999), é possível coordenar com critérios objetivos esse tipo de ação.

Antes de iniciar o planejamento de restauração de áreas alteradas de manguezal, Menghini *et al.* (2011) sugerem que estudos de monitoramento a longo prazo sobre os manguezais impactados sejam desenvolvidos como ferramentas eficazes para ajudar a

compreender a resposta dos sistemas expostos a estressores naturais ou provocados, bem como os processos que governam sucessão em manguezais no sudeste do Brasil.

Grandes ou pequenos projetos de restauração têm seu ponto fraco no início, nas fases de concepção e de execução. As ações de restauração de manguezais se diferenciam da “jardinagem”, o que garante maiores expectativas de sucesso e devem obedecer a determinados critérios (Mangrove Action Project – MAP, atua com uma diversidade de localidades e entidades internacionais ajudando a conservar, restaurar e educar sobre os manguezais globais) (Figura 24 a, b, c, d):



Figura 24. a, b, c, d – Os passos no caminho da preservação dos manguezais: conservar, restaurar e educar.

E, complementando essa recomendação, apresentamos as considerações de Worthington *et al.* (2020), nas quais são considerados os **valores dos serviços ecossistêmicos das áreas de manguezal do Brasil passíveis de serem restauradas** (Tabela 8). É indispensável a leitura da referência citada para o adequado entendimento dos exemplos aqui demonstrados.

Tabela 7. Valores dos serviços ecossistêmicos das áreas de manguezal do Brasil passíveis de serem restauradas (Worthington et al., 2020).

MANGUEZAIS	ÁREAS		
	(ha)	(Mg)	(%)
Área total restaurável	49.081		
Área perdida	61.218		5

Continua...

MANGUEZAIS	ÁREAS		
	(ha)	(Mg)	(%)
Porcentagem restaurável			4
Área degradada	5.802		1
Área total de manguezal em 2016	1.096.412		
Potencial médio de restauração			59
Carbono orgânico do solo		18.841.120	
Carbono da fitomassa aérea		3.979.742	

Igualmente, podemos citar as propostas explicitadas no documento conhecido por Iniciativa Azul (*Brazilian Blue Initiative – a strategy for nature conservation*), do Ministério do Meio Ambiente (2018).

2 - Proteção legal aos biomas e áreas úmidas brasileiras:

Proposta de adaptação do Projeto de Lei do Senado Federal (PL Pantanal nº 5482/2020) para abrigar as demais AUs:

Dispõe sobre a conservação, a proteção, a restauração e a exploração sustentável do bioma Pantanal e altera o art. 36 da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza.

Embora seja reconhecido o conjunto de diplomas que tratam do ecossistema manguezal, em toda a sua extensão, como Área de Preservação Permanente, grande parte dos ambientes de importância natural, geológica, geográfica, biológica, ecológica e paisagística que representam os vários biomas brasileiros seguem carentes de proteção explícita, de cunho legal.

As informações sobre as AUs brasileiras serviram de base para a elaboração de uma classificação hierárquica baseada em parâmetros hidrológicos e botânicos, dando ênfase às espécies e comunidades de plantas superiores (Junk *et al.*, 2014). As definições das AUs, bem como seu delineamento e classificação, levam em consideração as peculiaridades hidrológicas e ecológicas específicas do Brasil.

É nessa perspectiva que sugerimos ampliar os termos do PL Pantanal nº 5482/2020, no sentido de abrigar os demais biomas brasileiros. Apresentamos, a seguir, a título de colaboração, uma lista de argumentos, acreditando estar contribuindo com a agilização da proteção legal do patrimônio natural que herdamos de nossos antepassados.

Proposta de argumentos a serem usados em texto complementar ao do PL Pantanal, no caso de adequá-lo às demais AUs brasileiras:

- Considerando que o Brasil é membro signatário da Convenção Internacional sobre Áreas Úmidas de RAMSAR;
- Considerando a grande extensão das AUs no Brasil, e sua distribuição em todos os biomas brasileiros;

- Considerando as suas peculiaridades ecológicas específicas, que as diferenciam dos ecossistemas terrestres e aquáticos;
- Considerando a sua grande importância para a manutenção da biodiversidade nacional, assim como de processos migratórios intra e transcontinentais;
- Considerando o seu papel fundamental na regulação dos ciclos hidrológicos e nos balanços de gases de efeito estufa;
- Considerando a importância de algumas AUs como lar de populações tradicionais e minorias étnicas;
- Considerando sua importância como fonte de alimento, recreação, turismo e lazer;
- Considerando ainda seus múltiplos valores comerciais e não comerciais para a sociedade e o meio ambiente;
- Considerando que várias AUs são categorizadas como Patrimônio Nacional pela Constituição Federal da República Federativa do Brasil, de 1988;
- Considerando que as AUs são reconhecidas, mas não especificamente protegidas como um importante componente para a efetiva implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos;
- Considerando que as AUs brasileiras, a despeito de toda a sua importância ecológica, econômica, social e cultural, vêm sendo ameaçadas quanto à sua estrutura e função em razão das inúmeras intervenções antrópicas;
- Considerando que as AUs brasileiras não têm sido tratadas pelos órgãos e entidades competentes como prioritárias para as ações de proteção e gestão, carecendo de maior clareza quanto à sua definição e delineamento;
- Considerando que a gestão das AUs brasileiras é subordinada a diversos órgãos reguladores, carecendo, assim, de uma base legal adequada, uniformemente hierarquizada e moderna, que possa garantir sua gestão sustentável com base no conhecimento científico existente.

3 - PL nº 108/2019, da Câmara dos Deputados, representado pelo deputado federal Rodrigo Agostinho, que “altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, e classificando os apicuns e salgados como Área de Preservação Permanente (APP)”.

Desde as primeiras notícias sobre a substituição da Lei nº 4.771/1965 (Código Florestal) por uma nova lei (PL 30/2011), houve grande envolvimento dos ambientalistas, preocupados com as possíveis introduções negativas em substituições que pudessem causar perdas significativas aos recursos naturais. As preocupações se confirmaram, inclusive, não poupando o ecossistema manguezal. Embora permanecendo como Área de Preservação Permanente (APP), teve redefinida a feição apicum, salgado ou planície hipersalina, transformada em área passível de ter determinadas proporções transformadas em carcinocultura (Schaeffer-Novelli *et al.*, 2012).

Uma vez promulgada a Lei 12.651/2012, imediatamente foi elaborada proposta de reclassificação dos apicuns e salgados em APP a ser encaminhada ao congressista paulista deputado federal Dr. Antônio Carlos Mendes Thame, ainda na legislatura de 2015-2018 (PL nº 7916/2017). O documento da figura 25 **A** mostra a primeira página do parecer favorável pela aprovação, exarado pelo Relator da CMADS, deputado Arnaldo Jordy. Não havendo progresso naquela legislação, o PL foi recebido na nova legislatura 2019-2022 pelo deputado federal biólogo Rodrigo Agostinho, desta feita com nova numeração (PL nº 108/2019) (Figura 25 **B**). Mais um quadriênio sem sucesso, haja vista a gestão federal sob a égide daquele desgoverno ambiental.

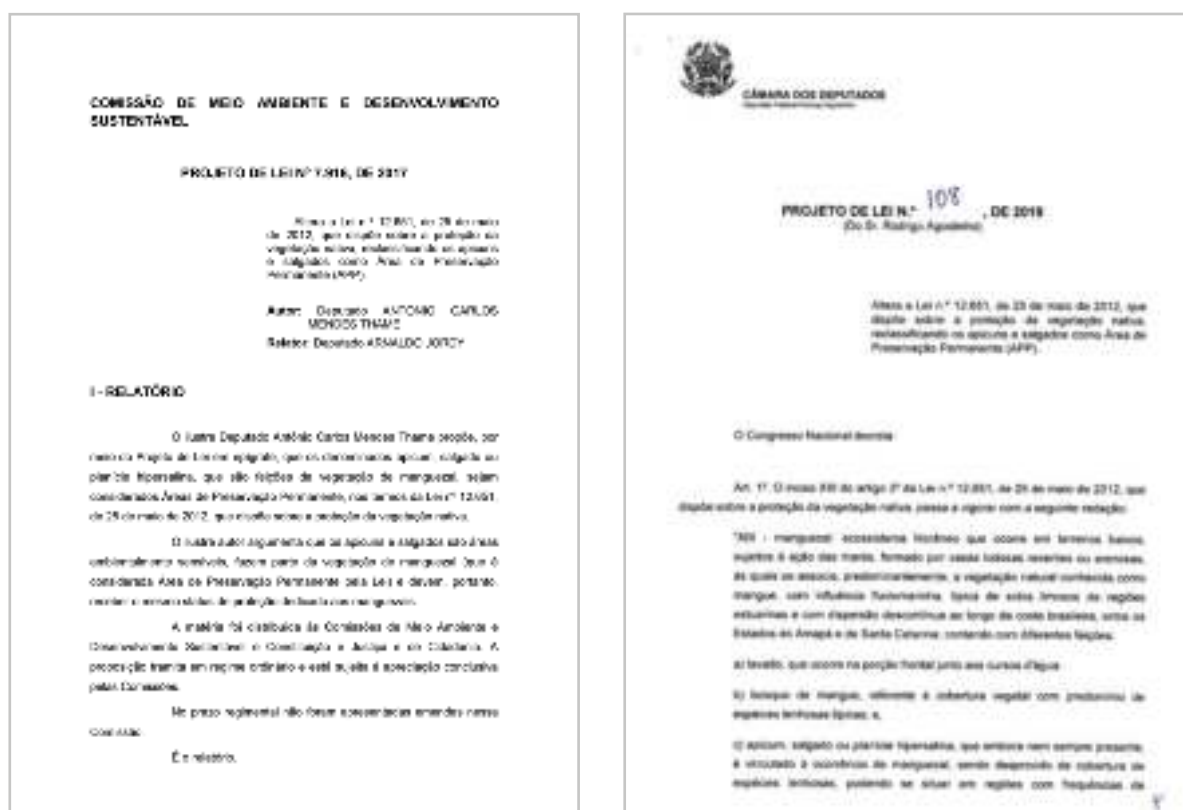


Figura 25. A) Primeira das cinco páginas do PL 7.916/2017; B) primeira das oito páginas do PL nº 108/2019.

REFERÊNCIAS

- Andrade, G.R.P. (2010). Argilominerais em solos de manguezais da costa brasileira. Dissertação de Mestrado. ESALQ/USP, 187 pp.
- Anexo 4 – Ficha de Identificação de Classe ou Macrohabitat – Inventário Nacional de Áreas Úmidas – INAU, Millennium Ecosystem Assessment, 2005.
- Anchieta, J. Pe. (1900). Carta inéditas. Edição Comemorativa do 4º Centenário do Descobrimento. Instituto Histórico e Geographico de S. Paulo. Typographia da Casa Eclectica, São Paulo. 69pp.
- Arruda, E.C., Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2023). Área Alagável do Rio Araguaia: Classificação dos Macrohabitat de uma Grande Área Úmida Savânica Tropical. Biodiversidade Brasileira, 13(2): 1-24. [doi: 10.37002/biobrasil.v13i2.2154](https://doi.org/10.37002/biobrasil.v13i2.2154)

Bacon, P.R. (1994). Template for evaluation of impacts of sea-level rise on Caribbean Coastal Wetlands. *Ecological Engineering*, 3(2): 171-186.

Bernardino, A.F., Mazzuco, A.C., Souza, F.M., Nóbrega, G.N., Silva, T.S.F. & Kauffman, J.B. (2022). The novel mangrove environment and composition of the Amazon Delta. *Current Biology*, 32: 3636-3640.

Blasco, F., Saenger, P. & Janodet, E. (1996). Mangroves as indicators of coastal change. *Catena*, 27: 167-178.

BRASIL. (2018). Atlas dos Manguezais do Brasil. Leão, A.R., Prates, A.P.L. & Fumi, M. (eds.), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 176 pp.

BRASIL. (2012). Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012, artigo 3º incisos II e XIII e 4º, inciso VI.

Brazil Blue Initiatives. (2018). <http://www.mangrovealliance.org/wp-content/uploads/2018/05/Brazil-Blue-Initiative-Summary.pdf>

Checon, H.H., Corte, G.N., Cunha, B.P., Esmaeli, Y.M.L.S., Fonseca, G. & Amaral, A.C.Z. (2023). Macro- and meiofaunal communities in Brazilian mangroves and salt marshes. In: Y. Schaeffer-Novelli *et al.* (eds.), *Brazilian Mangroves and Salt Marshes*, Brazilian Marine Biodiversity, Springer Nature, Switzerland:155-179. 394pp.

Cintrón-Molero, G. & Schaeffer-Novelli, Y. (1992). Ecology and management of New World mangroves. In: SEE-LIGER, U. (ed), *Coastal Plant Communities of Latin America*. Academic Press, California, p 233-258.

CNPQ – Centro Nacional de Conservação da Biodiversidade Associada às Populações Tradicionais. (2012). Áreas Estratégicas do PAN Manguezal.

Conti, L.A., Araújo, C.A.S. & Cunha-Lignon, M. (2016). Spatial database modeling for mangrove forests mapping; example of two estuarine systems in Brazil. *Model. Earth Syst. Environ.*, 2 (73):1-12.

Cordeiro-Marino, M., Braga, M.R.A., Eston, V.R., Fujii, M.T. & Yokoya, N.S. (1992). Mangrove macroalgal communities of Latin America: the state of art and perspectives. In: Seeliger U (ed) *Coastal plant communities of Latin America*. Academic, New York, pp 51–64.

Cunha-Lignon, M., Coelho-Jr., C., Almeida, R., Menghini, Correa, F., Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón-Molero, G. & Dahdouh-Guebas, F. (2009). Mangrove Forests and Sedimentary Processes on the South Coast of São Paulo State (Brazil). *Journal of Coastal Research*, SI 56: 405 – 409.

Cunha-Lignon, M., Kampel, M., Menghini, R.P., Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón, G., & Dahdouh-Guebas, F. (2011). Mangrove Forests Submitted to Depositional Processes and Salinity Variation Investigated using satellite images and vegetation structure surveys. *Journal of Coastal Research*, SI 64: 344-348.

Di Nitto, D., Dahdouh-Guebas, F., Kairo, J.G., Decler, H. & Koedam, N. (2008). Digital terrain modeling to investigate the effects of sea level rise on mangrove propagule establishment. *Marine Ecology Progress Series*, 356: 175-188.

Denness, B. (1987). Sea-level modelling: the past and the future. *Progress in Oceanography*, 18: 41-59.

Dinerstein, E., Olson, D.M., Graham, D., Webster, A.L., Primm, S.A., Bookbinder, M.P. & Ledec, G. (1995). A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. Eric Dinerstein ... [et al.]. Published in association with The World Wildlife Fund, The World Bank, WWF, Washington, D.C 174pp. ISBN 0-8213-3295-3. <https://documents1.worldbank.org/curated/en/957541468270313045/pdf/multi-page.pdf>

Diniz, C., Cortinhas, L., Nerino, G., Rodrigues, J., Sadeck, L., Adami, M. & Souza-Filho, P.W.M. (2019). Brazilian Mangrove Status: Three Decades of Satellite Data Analysis. *Remote Sensing*, 11 (808): 1-19. [doi:10.3390/rs11070808](https://doi.org/10.3390/rs11070808)

Diegues, A.C.S. (editor). (1994). An inventory of Brazilian wetlands. IUCN, Gland, Switzerland, 216 p. ISBN 2-8317-0217-8

Ellison, J.C. (1993). Mangrove retreat with rising sea-level, Bermuda. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 37(1):75-87.

Ellison, J.C. (2000). How South Pacific mangroves may respond to predicted climate change and sealevel rise. Chapter 15, pages 289-301 In: A. Gillespie and W. Burns, (eds.) *Climate Change in the South Pacific: Impacts and Responses in Australia, New Zealand, and Small Islands States*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 289-301.

Ellison, J.C. (2004). Vulnerability of Fiji's mangroves and associated coral reefs to climate change. Review for the World Wildlife Fund. Launceston, Australia: University of Tasmania.

Ellison, J.C. & Stoddart, D.R. (1991). Mangrove ecosystem collapse during predicted sea-level rise: Holocene analogues and implications. *Journal of Coastal Research*, 7(1): 151-165.

Ellison, A.M. & Farnsworth, E.J. (1997). Simulated sea level change alters anatomy, physiology, growth, and reproduction of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). *Ecologia*, 112(4): 435-446.

Erwin, K.L. (2009). Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. *Wetl. Ecol. Manag.*, 17: 71-84.

Field, C.D. (1995). Impact of expected climate-change on mangroves. *Hidrobiologia*, 295: 75-81.

Gasalla, M.A. & Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. (2004). Contribution of ecosystem analysis to investigating the effects of changes in fishing strategies in the South Brazil Bight coastal ecosystem. *Ecol. Model.*, 172(2-4):283-306.

GEF Mangue Prod. (s.d.). Ministério do Meio Ambiente (MMA) da República Federativa do Brasil. Conservação e Uso Sustentável Efetivos de Ecossistemas Manguezais no Brasil (PIMS 3280). <http://info.undp.org>pdca>Documents>BRA>0>

Gilman, S. E., Wethey, D. S. & Helmuth, B. (2006). Variation in the sensitivity of organismal body temperature to climate change over local and geographic scales. *Proceedings National Academy of Science*, 103: 9560-9565.

Granado, R., Neta, L.C.P., Nunes-Freitas, A.F., Voloch, C.M. & Lira, C.F. (2018). Assessing Genetic Diversity After Mangrove Restoration in Brazil: Why Is It So Important? *Diversity*, 10: 27.

Gomes, C.S. & Magalhães-Junior, A.P. (2018). Sistemas de classificação de áreas úmidas no Brasil e no mundo: panorama atual e importância de critérios hidrogeomorfológicos. *Geo UERJ*, Rio de Janeiro, 33. 32pp. [doi: 10.12957/geouerj.2018.34519](https://doi.org/10.12957/geouerj.2018.34519)

Gutierrez, J., Jones, C., Groffman, P., Findlay, S., Iribarne, O., Ribeiro, P., Bruschetti, C.M. (2006). The contribution of crab burrow excavation to carbon availability in surficial salt-marsh sediments. *Ecosystems*, 9 (4): 647-658.

Hamilton, L.S. & Snedaker, S.C. (1984). Handbook for mangrove area management. Honolulu, Hawaii, East-West Environment and Policy Institute.

Harty, C. (2004). Planning strategies for mangrove and saltmarsh changes in Southeast Australia. *Coastal Management*, 32: 405-415.

Hopkinson, C.S., Lugo, A.E.; Alber, M., Covich, A.P. & Bloem, S.J.V. (2008). Forecasting effects of sea-level rise and windstorms on coastal and inland ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5): 255-263.

Huxman, M., Kumara, M.P., Jayatissa, L., Krauss, K.W., Kairo, J.; Langat, J., Mencuccinni, M. Skov, M.W. & Kirui, B. (2010). Intra- and interspecific facilitation in mangrove may increase resilience to climate change threats. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 365: 2127-2135.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2019). Biomas e Sistema Costeiro-Marinheiro do Brasil Compatível com a escala 1:250 000; Série Relatórios Metodológicos, 45. 168 pp.

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2018). Atlas dos Manguezais do Brasil. Prates, A.R., Fumi, A.P.L., M. (eds.). Brasília. 176 p. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/manguezais/atlas_dos_manguezais_do_brasil.pdf

Jin-Eong, O. (1993). Mangroves – a carbon source and sink. *Chemosphere*, 27(6): 1097-1107.

Junk, W.J., Nunes da Cunha, C., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Ferreira, F.A., Souza Filho, E.E. Stevaux, J.C., da Silva, C.B., Rocha, P.C. & Kawakita, K. (2021). Macrohabitat classification of wetlands as a powerful tool for management and protection: The example of the Paraná River floodplain, Brazil. *Ecology & Hydrology*, 21 (3): 411-424. [doi: 10.1016/j.ecohyd.2021.05.006](https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.05.006)

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J. & Wittmann, F. (2012). A classification of major natural habitats of Amazonian white water river floodplains (várzeas). *Wetlands Ecology and Management*, 20(5): 461-475. [doi: 10.1007/s11273-012-9268-0](https://doi.org/10.1007/s11273-012-9268-0)

Junk W.J., Piedade M.T.F., Lourival R., Wittmann F., Kandus P., Lacerda L.D., Bozelli R.L., Esteves F.A., Cunha C.N., Maltchik L., Schongart J., Schaeffer-Novelli Y. & Agostinho A.A. (2013). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(1):5-22.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y. & Agostinho, A.A. (2014). Brazilian wetlands: definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Environments*, 24(1): 5-22.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A., Nóbrega, R.L.B. & Camargo, E. (2015). Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. In: Cunha, C.N., M.T.F. & Junk, W.J. (eds) *Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats*. Cuiabá: EdUFMT, 165p.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A., Nóbrega, R.L.B., & Camargo, E. (2014). Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. In: Nunes da Cunha, C. Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (eds.): *Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats*. Instituto Nacional de Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, MT: 13-76. 165pp.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A., Nóbrega, R.L.B. Camargo, E. (2015). Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável: 13-82. In: Cátia Nunes da Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats [recurso eletrônico] / Cátia Nunes da Cunha, Maria Teresa Fernandes Piedade, Wolfgang J. Junk. – Cuiabá: EdUFMT, 165 pp.

Junk, W.J., Wittmann, F., Schöngart, J. & Piedade, M.T.F. (2015). A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetlands Ecology and Management* 23(4): 677-693. doi: [10.1007/s11273-015-9412-8](https://doi.org/10.1007/s11273-015-9412-8)

Knight, J.M., Dale, P.E.R., Dunn, R.J.K., Broadbent, G.J. & Lemckert, C.J. (2008). Patterns of tidal flooding within a mangrove forest: Coombabah Lake, Southeast Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 580-593.

Leão, A.R., Prates, A.P.L. & Fumi, M. (2018). Manguezais e unidades de conservação: 57-73. In: *Atlas dos Manguezais do Brasil / Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade*. – Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 176 pp.

Maciel, N.C. (1991). Alguns aspectos da ecologia do manguezal. In: *Alternativas de uso e proteção dos manguezais do Nordeste*. Recife, Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração dos Recursos Hídricos – CPRH, 1991. Série Publicações Técnicas, nº 003, 9-37.

Maciel, N.C., Soffiati Netto, A.A. (1998). Novos limites para a distribuição geográfica de *Avicennia germinans* (L.) Stern – Avicenniaceae e *Montrichardia arborescens* (L.) Schott – Araceae, no Rio de Janeiro, Brasil. IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, Águas de Lindoia SP: Aciesp, 1998, v.4.

Macnae, W. (1968). A general account of the fauna and flora and mangrove swamps and forests in the Indo-West Pacific region. *Adv. Mar. Biol.*, 6:73-270.

Mancini, P.L., Costa, T.V.V., Dias, R.A., Silveira, L.F. & Schunck, F. (2023). Mangrove and salt marsh migratory and resident birds. In: Y. Schaeffer-Novelli *et al.* (eds.), *Brazilian Mangroves and Salt Marshes*, Brazilian Marine Biodiversity, Springer Nature, Switzerland:233-280. 394 pp.

Martinez, C. (2010). Trophic niche breadth and overlap of three egret species in a Neotropical mangrove swamp. *Waterbirds*, 33:285–292.

Mangrove Action Project – MAP. <https://mangroveactionproject.org/mangrove-restoration/>

MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. (2005). Ecosystem and Human Well Being: Wetlands and Water Synthesis. In: Intergovernmental Panel on Climate Change (ed.). *Climate Change- The Physical Science Basis*. Cambridge: Cambridge University Press.

McLeod, E. & Slam, R.V. (2006). Managing mangroves for resilience to climate change. IUCN Resilience Science Group Working Paper Series – Nº 2. IUCN, Gland, Switzerland. 64pp.

Menezes, G.V. (1999). Recuperação de manguezais: um estudo de caso na Baixada Santista, Estado de São Paulo, Brasil. Tese de doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 141 pp + 3 Anexos.

Menghini, R.P., Coelho-Jr, C., Rovai, A.S., Cunha-Lignon, M., Schaeffer-Novelli & Y. Cintrón, G. (2011). Massive mortality of mangrove forests in Southeast Brazil (Barnabé Island, Baixada Santista, State of São Paulo) as a result of harboring activities. *Journal of Coastal Research*, SI 64: 1793-1797.

Moberg, F. & Ronnback, P. (2003). Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions, and restoration. *Ocean & Coastal Management* 46: 27-46.

Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., & Grimsditch, G. (eds). (2009). Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID, 80p.

Normande, I.C., Costa, A.F.C., Coelho-Jr, C., Santos, J.U. & Ladle, R.J. (2023). Flagship species: manatees as tools for mangrove conservation in Northeast Brazil. *In: Y. Schaeffer-Novelli et al. (eds.), Brazilian Mangroves and Salt Marshes, Brazilian Marine Biodiversity, Springer Nature, Switzerland:281-298. 394 pp.*

Naranjo, L.G. (1995). Na evaluation of the first inventory of South American wetlands. *Vegetatio*, 118:125-129. Kluwer Academic Publishers. Belgium.

Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2014). A Classificação dos Macrohabitats do Pantanal Mato-grossense. *In: Nunes da Cunha, C., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (eds.). Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats. Cuiabá, MT: Editora da Universidade Federal de Mato Grosso. p. 77-122.*

Oliveira, A.J.F.C., Pinto, A.B., Zampieri, B. & Andrade, V.C. (2023). The microbiota of Brazilian mangroves. *In: Y. Schaeffer-Novelli et al. (eds.), Brazilian Mangroves and Salt Marshes, Brazilian Marine Biodiversity, Springer Nature, Switzerland:115-130. 394 pp.*

Ogden, J.C. & Gladfelter, E.H. (1983). Coral reefs, seagrasses and mangrove ecosystems: the connections, pp 6-16. *In: Ogden, J.C. & Gladfelter, E.H. (eds.), Coral reefs, seagrass beds and mangroves: their interaction in the coastal zones of the Caribbean. Report of a workshop, held at West Indies Laboratory, St. Croix, U.S. Virgin Islands, May, 1982. Unesco Reports in Marine Science* 23. 133pp.

Olson, D.M., Dinerstein, E., Cintrón, G. & Iolster, P. (eds.). (1996).

PNUD, PIMS 3280 *In: Documento de Projeto Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento – Fundo para o Meio Ambiente Mundial Ministério do Meio Ambiente (MMA) da República Federativa do Brasil – Conservação e Uso Sustentável Efetivos de Ecossistemas Manguezais no Brasil (PIMS 3280) – Projeto do Atlas nº 00055992. 190 pp.*

PAN Manguezal – Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socio-econômica do Ecossistema Manguezal.

Reis Neto, A.S. (2018). Ecologia Histórica de um Manguezal: Baía do Aracá, São Sebastião –SP. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Doutor em Ciência Ambiental. 124 pp.

Rovai, A., Coelho-Jr, C., Almeida, R., Cunha-Lignon, M., Menghini, R.P., Twilley, R.R., Cintrón-Molero, G. & Schaeffer-Novelli, Y. (2021). Ecosystem-level carbono stocks and sequestration rates in mangroves in the Cananéia-Iguape lagoon estuarine system, southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 118553.

Rovai, A.S., Rwilley, R.R., Worthington, T. & Riul, P. (2022). Brazilian mangroves: blue carbon hotspots of national and global relevance to natural climate solutions. *Front. For. Glob. Change*, 4:787533.

Rovai, A., Coelho-Jr, C., Almeida, R., Cunha-Lignon, M., Menghini, R.P., Twilley, R.R., Cintrón-Molero, G. & Schaeffer-Novelli, Y. (2021). Ecosystem-level carbono stocks and sequestration rates in mangroves in the Cananéia-Iguape lagoon estuarine system, southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 118553.

ROOTS OF HOPE. (2021). The socioeconomic value of mangroves in the Western Indian Ocean region. “Save Our Mangroves Now!”. WWF Germany, World Wide Fund for Nature, Germany and IUCN, International Union for Conservation of Nature. 12pp.

Santos, L.S.H., Arantes, L., Pucci, M. (2016). Food web baseline of Araçá Bay, Atlantic southwestern: spatio-temporal variations in the $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ isotope values of suspended matter, surface sediment organic matter and microphytobenthos. *Frontiers in Marine Science*, 3:1-11.

Schaeffer-Novelli, Y. (1991). *Manguezais brasileiros*. Tese de Livre docência, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.

Schaeffer-Novelli, Y. (2018). A diversidade do ecossistema manguezal. In: *Atlas dos Manguezais do Brasil*, Leão, A.R., Prates, A.P.L. & Fumi, M. (orgs.), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 176 p.

Schaeffer-Novelli, Y. (2014). Mudança na estrutura de manguezais: 93-97. In: *Base científica das mudanças climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas*, Ambrizzi, T., Araújo, M. (eds.). COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, R.J., Brasil. 464 pp.

Schaeffer-Novelli, Y. & Cintrón, G. (1986). *Guia para estudo de áreas de manguezal. Estrutura, função e flora*. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 150pp.

Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón-Molero, G., Adaime, R.R. & Camargo, T.M. (1990). Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. *Estuaries*, 13(2): 204–218. <https://doi.org/10.2307/1351590>

Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón-Molero, G., Reis-Neto, A.S., Abuchahla, G.M.O., Neta, L.C.P. & Lira-Medeiros, C.F. (2018). The mangroves of Araçá Bay through time: An interdisciplinary approach for conservation of spatial diversity at large scale. *Ocean and Coastal Management*, 164:60-67.

Schaeffer-Novelli, Y., Cintron-Molero, G. & Soares, M.L.G. (2002). Mangroves as indicators of sea level change in the muddy coasts of the world. In: *Proceedings in Marine Science*; Elsevier: New York, NY, USA, vol.4, pp. 245–262, ISBN 1568-2692

Schaeffer-Novelli, Y.; Rovai, A.S.; Coelho-Jr, C.; Menghini, R.P. & Almeida, R. A. (2012). Alguns impactos do PL 30/2011 sobre os manguezais brasileiros. In: *Código Florestal e a Ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber*. Comitê Brasil. Brasília-DF. P. 18-27.

Schaeffer-Novelli, Y., Soriano-Sierra, E.J., Vale, C.C., Bernini, E., Rovai, A.S., Pinheiro, M.A.A., Schmidt, A.J., Almeida, R., Coelho-Jr, C., Menghini, R.P., Martinez, D.I., Abuchahla, G.M.O., Cunha-Lignon, M., Charlier-Sarubo, S., Shirazawa-Freitas, J. & Cintrón-Molero, G. (2016). Climate changes in mangrove forests and salt marshes. *Braz J Oceanogr.*, 64(sp2):37–52

Scott, D.A. & Carbonell, M. (1986). *A directory of neotropical wetlands*. Published by IUCN Conservation Monitoring Centre, Cambridge, U.K. 684 pp.

Semeniuk, V. (1994). Predicting the effect of sea-level rise on mangroves in Northwestern Australia. *Journal of Coastal Research*, 10(4): 1050-1076.

Siliprandi, C.C., Tuset, V.M., Lombarte, A., Farré, M. & Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. (2019). Optimal fishing samplers to reveal the morphological structure of a fish assemblage in a subtropical tidal flat. *Neotrop. Ichthyol.*, 17(1): e170168

Silva e Silva, R.O.F. (2007). Adendas e registros significativos para a avifauna dos manguezais de Santos-Cubatão, SP. *Ararajuba*, 15:551–560.

Snedaker, S.C. (1995). Mangroves and climate-change in the Florida and Caribbean region – scenarios and hypotheses. *Hidrobiologia*, 295(1-3): 43-49.

SNUC- Sistema Nacional de Unidades de Conservação. (2000). Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. [L9985 \(planalto.gov.br\)](http://planalto.gov.br)

Soares, M.L.G., Schaeffer-Novelli, Y. & Cintrón-Molero, G. (2000). The use of mangroves as indicators of sea-level changes. In: *6th International Wetland Symposium, International Association of Ecology. Millennium Wetland Event*. Quebec, Canada:213.

Soffiati, A. (2006). *O manguezal na história e na cultura do Brasil*. Ed. Faculdade de Direito de Campos. Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro. 207pp.

Souza Filho, P.W.M.S., Martins, E.S.F. & Costa, F.R. (2006). Using mangroves as a geological indicator of coastal changes in the Bragança macrotidal flat. Brazilian Amazon: a remote sensing data approach. *Ocean & Coastal management*, 49: 462-475.

Souza, G.S. (1587). *Tratado descritivo do Brasil*, edição castigada pelo estudo e exame de muitos códices manuscritos existentes no Brasil, em Portugal, Espanha e Fraca e acrescentados de alguns comentários à obra por Francisco Adolpho de Varnhagen. Rio de Janeiro, Typographia Universal de Laemmert, 1851. 422pp.

Thom, B.G. (1982). Mangrove ecology: a geomorphological perspective. In: B.Clough (ed.), *Mangrove Ecosystems in Australia, Structure, Function and Management*, Canberra, A.N.U. Press:3-17.

Thom, B.G. (1984). Coastal landforms and geomorphic processes. pp. 3-17 *in*: S.C. Snedaker and J.G. Snedaker (eds), *The mangrove ecosystem: research methods*. UNESCO, Paris.

Tomlinson, P.B. (1986). *The botany of mangroves*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 413pp.

Travassos, P. E.P. F., Coelho-Jr, C. & Severi, W. (2012). Diagnóstico ambiental do Manguezal da Baía do Sueste, Fernando de Noronha – PE. Relatório Final. Processo CNPq nº 577369/2008-3. 167 p. + anexos.

Vale, C.C., Cintron-Molero, G. & Schaeffer-Novelli, Y. (2023). The Brazilian Coastal Landscapes: a narrative. In: Schaeffer-Novelli, Y., Abuchahla G.M.O. & Cintrón-Molero, G. (eds.). *Brazilian mangroves and salt marshes, Brazilian Marine Biodiversity*, Springer Nature, Switzerland. 394 pp. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-13486-9>

Vaske-Junior, T. & Rotundo, M.M. (2023). Fish communities of mangroves and salt marshes along the Brazilian coast. In: Y. Schaeffer-Novelli *et al.* (eds.), *Brazilian Mangroves and Salt Marshes, Brazilian Marine Biodiversity*, Springer Nature, Switzerland: 201-232. 394 pp.

Woodroffe, C.D. (1987). Pacific island mangroves: distribution and environmental settings. *Pacific Science*, 41(1-4): 166-185.

Woodroffe, C.D. (1990). The impact of sea-level rise on mangrove shorelines. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 14(4): 483-520.

Woodroffe, C.D., Grindrod, J. (1991). Mangrove biogeography – the role of Quaternary environmental and sea-level change. *Journal of Biogeography*, 18(5): 479-492.

Worthington, T.A., Ermgassen, P.S.E., Friess, D., Krauss, K.W., Lovelock, C.E., Thorley, J., Tingey, R., Woodroffe, C.D., Bunting, P., Cormier, N., Lagomasino, D., Lucas, R., Murray, N.J., Sutherland, W.J. & Spalding, M. (2020). A global biophysical typology of mangroves and its relevance for ecosystem structure and deforestation. *Scientific Reports*, 10:14652. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71194-5>.

Yokoya, N.S., Pellizzari, F.M., Felício, R., Armstrong, L., Debonsi, H.M., Guimarães, S.M.P.B. & Fujii, M.T. (2023). Mangrove macroalgal communities. In: Y. Schaeffer-Novelli *et al.* (eds.), *Brazilian Mangroves and Salt Marshes, Brazilian Marine Biodiversity*, Springer Nature, Switzerland:131-154. 394 pp.

CAPÍTULO 3

MATAS PERMANENTEMENTE ALAGADAS E MATAS PERIODICAMENTE ALAGÁVEIS DA PLANÍCIE COSTEIRA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

Bruno Coutinho Kurtz¹

1 Diretoria de Pesquisa Científica, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rua Pacheco Leão, 915, Jardim Botânico, 22460-030, Rio de Janeiro, RJ, Brasil; brunockurtz@gmail.com

RESUMO

Matas permanentemente alagadas e periodicamente alagáveis se desenvolvem sobre solos inundados ou saturados pelo lençol freático, em margens de rios ou lagoas e depressões naturais do terreno. Nas planícies costeiras do estado do Rio de Janeiro, essas formações estão restritas atualmente a poucos remanescentes, em decorrência do intenso processo de antropização. Na região, são florestas ainda pouco conhecidas sob o enfoque florístico, fitossociológico e da dinâmica e química do lençol freático. As matas fluminenses permanentemente alagadas são baixas (8-15 m), com dossel aberto e caracterizadas pela dominância de *Tabebuia cassinoides*, enquanto nas matas periodicamente alagáveis o dossel alcança 20 m; destacam-se aí *Tapirira guianensis*, *Calophyllum brasiliense*, *Symphonia globulifera* e *T. cassinoides*, determinando uma estrutura oligárquica. Dados disponíveis indicam que as matas alagadas/alagáveis costeiras e do planalto brasileiro não devem ser consideradas como uma unidade florística distinguível, uma vez que sua composição em espécies arbustivo-arbóreas tem forte influência das vegetações não alagadas do entorno. Indicam também que matas alagadas/alagáveis fluminenses diferem floristicamente de seus pares do planalto brasileiro e das planícies costeiras entre São Paulo e Rio Grande do Sul. Matas alagadas/alagáveis são ambientes extremamente frágeis e submetidos historicamente à forte pressão antrópica. Grande parte dos atuais remanescentes da planície costeira fluminense estão localizados no interior de unidades de conservação, abrigando diferentes espécies ameaçadas de extinção. Dadas as lacunas de conhecimento, recomenda-se a ampliação de estudos ecológicos nessas formações.

Palavras-chave: florestas pantanosas, Floresta Atlântica, lençol freático, conservação.

ABSTRACT

Permanently and periodically flooded swamp forests of the coastal plains of the State of Rio de Janeiro – Permanently and periodically flooded swamp forests develop on soils that are flooded or saturated by the water table, on the banks of rivers or lagoons and natural depressions in the terrain. In the coastal plains of the state of Rio de Janeiro, these formations are currently restricted to a few remnants, as a result of the intense process of anthropic pressure. In this region, these forests are still little known from a floristic and phytosociological point of view, and on the dynamics and chemistry of the water table. The permanently flooded forests are lower (8-15 m), with an open canopy and characterized by the dominance of *Tabebuia cassinoides*, while in periodically flooded forests the canopy reaches 20 m; *Tapirira guianensis*, *Calophyllum brasiliense*, *Symphonia globulifera* and *T. cassinoides* stand out there, determining an oligarchic structure. Available data indicate that the swamp forests in the coastal plains and in the Brazilian plateau should not be considered as a distinguishable floristic unit, since their shrub-tree species composition is strongly influenced by the surrounding non-flooded vegetation. They also indicate that swamp forests in Rio de Janeiro differ floristically from their counterparts in the Brazilian plateau and coastal plains between São Paulo and

Rio Grande do Sul. Swamp forests are extremely fragile environments and historically subjected to strong anthropic pressure. Much of the current remnants in the coastal plains of Rio de Janeiro are located inside protected areas, housing different endangered species. Given the gaps in knowledge, it is recommended to expand ecological studies in these formations.

Keywords: swamp forests, Atlantic Forest, water table, conservation.

INTRODUÇÃO

Dentre as áreas úmidas costeiras do Brasil (Junk *et al.*, 2015), estão as matas permanentemente alagadas e as matas periodicamente alagáveis. Essas formações florestais, que se desenvolvem sobre solos saturados ou inundados pelo lençol freático (água doce), têm recebido diferentes nomes regionais, como florestas pantanosas, paludosas, turfosas, brejosas, aluviais ou caxetais (Galvão *et al.*, 2002, Dorneles & Waechter, 2004, Lima *et al.*, 2006). São florestas que apresentam distribuição natural muitas vezes fragmentada, ocorrendo em solos hidromórficos orgânicos (organossolos) ou minerais (gleissolos, neossolos flúvicos e planossolos; e.g., Lima *et al.*, 2006) associados a margens de rios ou lagoas e depressões naturais do terreno. Distribuem-se ao longo das planícies costeiras das regiões Sudeste e Sul do Brasil (ver Kurtz *et al.*, 2015), fazendo limite com diferentes tipos de vegetação, incluindo formações florestais e campestres. Muitas áreas de matas alagadas/alagáveis ocorrem nas planícies quaternárias de origem marinha (restingas), fazendo parte do rico mosaico vegetacional característico desses ecossistemas (e.g., Araujo *et al.*, 1998, Menezes & Araujo, 2005).

Nas planícies costeiras do estado do Rio de Janeiro, as matas permanentemente alagadas e periodicamente alagáveis se estendiam, no passado, por vastas áreas, contribuindo para a manutenção da diversidade biológica do complexo de vegetação da Mata Atlântica fluminense (Scarano, 2002). Essas matas, entretanto, virtualmente desapareceram por ações antrópicas (ver item Impactos humanos), estando restritas atualmente a alguns remanescentes, principalmente em Unidades de Conservação (Figuras 1 e 2) e em algumas Áreas de Preservação Permanente – APPs (e.g., Araujo *et al.*, 1998, Menezes & Araujo, 2005, Lima *et al.*, 2006). Além disso, são matas ainda pouco conhecidas sob o ponto de vista florístico e, principalmente, fitossociológico, o que pode estar relacionado a uma ocorrência mais restrita e fragmentada, acentuada pelo intenso processo de antropização, ou à própria dificuldade de trabalho em ambientes com solo alagado ou saturado por água. O conhecimento atual de sua vegetação está concentrado em três localidades: o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Henriques *et al.*, 1986, Araujo *et al.*, 1998, Barros, 2000, Oliveira, 2000, Kurtz *et al.*, 2013), norte-fluminense; a Reserva Biológica de Poço das Antas (Carvalho *et al.*, 2006, Guedes-Bruni *et al.*, 2006, Scarano, 2006), região das baixadas litorâneas; e a restinga da Marambaia (Menezes & Araujo, 2005), região metropolitana.

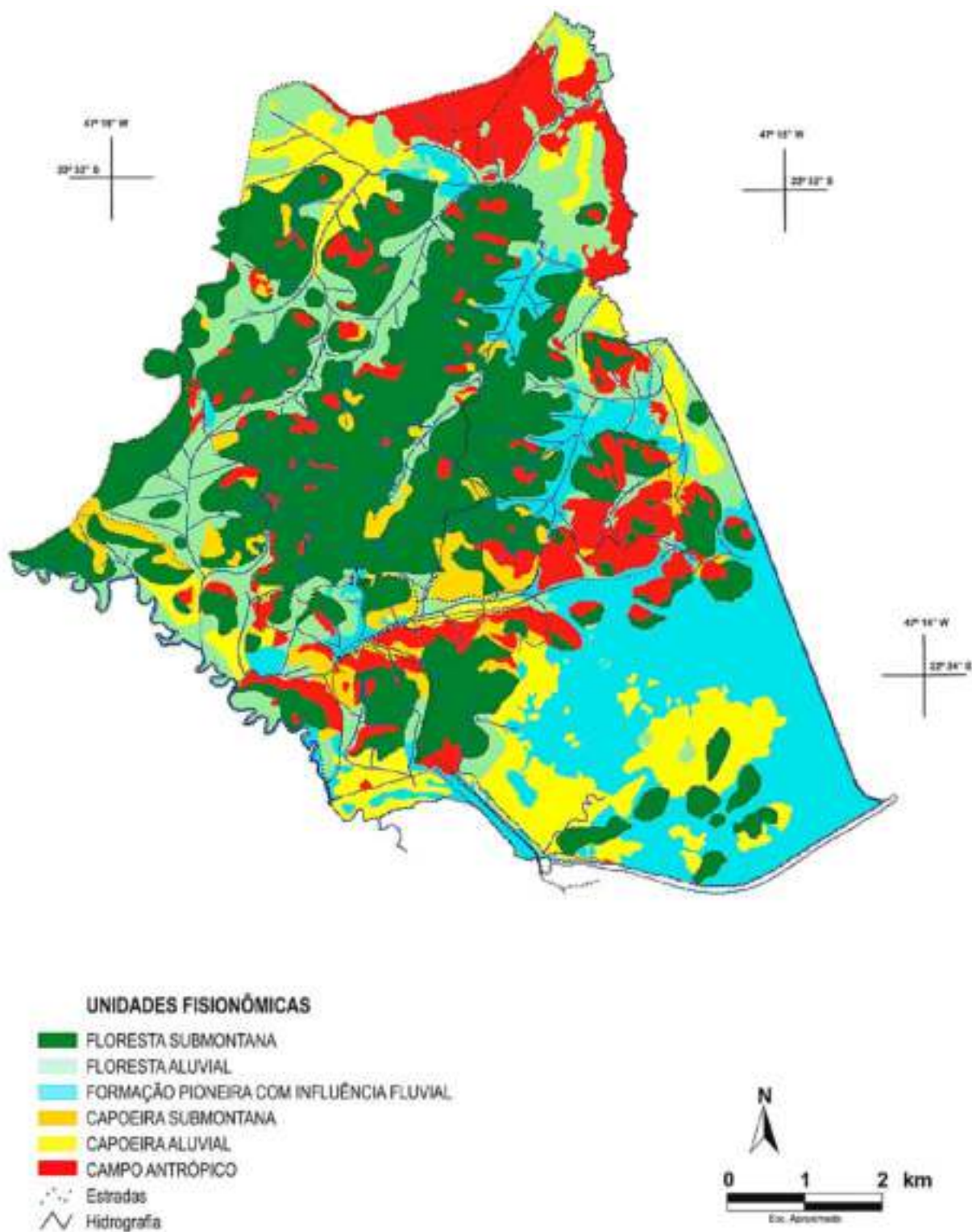


Figura 1. Mapa de vegetação da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, mostrando a distribuição das florestas aluviais (matas permanentemente alagadas e periodicamente alagáveis), além das capoeiras aluviais (resultantes do processo de sucessão natural após a supressão total ou parcial das primeiras, por intervenções antrópicas) (Fonte: Lima *et al.*, 2006).

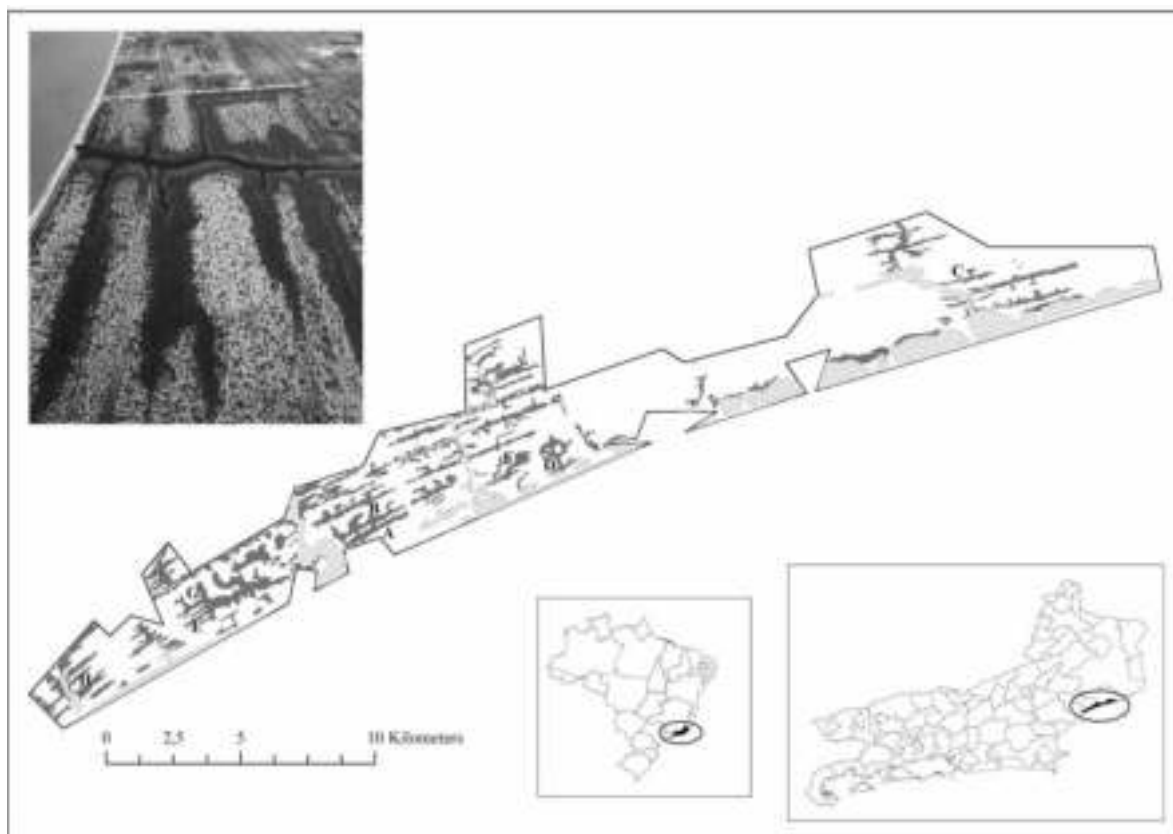


Figura 2. Mapa do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, região norte-fluminense, mostrando as lagoas costeiras e trecho do Oceano Atlântico (cinza-claro); as formações florestais (cinza-escuro, formadas basicamente por matas periodicamente alagáveis); e os oito trechos (A-H) estudados por Kurtz (2009). No detalhe, fotografia aérea do limite sudoeste do parque, mostrando matas periodicamente alagáveis associadas à lagoa de Jurubatiba (Foto: Romulo Campos) (Fonte: Kurtz *et al.*, 2013).

1. ESTRUTURA, COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E RIQUEZA DE ESPÉCIES

Embora os macro-habitats ‘mata permanentemente alagada’ e ‘mata periodicamente alagável’, descritos separadamente a seguir, apresentem nítidas diferenças em termos de fitofisionomia, estrutura e composição de espécies arbustivo-arbóreas, como resposta à duração e intensidade do alagamento, e sejam frequentemente de fácil reconhecimento em campo, em muitas situações ocorrem matas intermediárias, como consequência do gradiente de alagamento provocado por pequenas variações topográficas. Essa transição pode ser observada no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Kurtz, 2009).

1.1 Matas permanentemente alagadas

As matas permanentemente alagadas da planície costeira do estado do Rio de Janeiro são caracterizadas pela dominância de *Tabebuia cassinoides* (Lam.) DC., espécie arbórea decídua (Araujo *et al.*, 1998, Menezes & Araujo, 2005, Scarano, 2006). São matas baixas,

com 8-15 m de altura e dossel aberto. O lençol freático encontra-se acima do solo (10-50 cm) na maior parte do ano, com pouca variação, mesmo no período mais seco. Na restinga da Marambaia, o lençol freático aflorado pode alcançar mais de 1,4 m de profundidade (Menezes & Araujo, 2005). Já no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, observou-se, num período excepcionalmente seco, um trecho de mata permanentemente alagada totalmente seco (Bruno Kurtz, obs. pess.).

As poucas informações quantitativas sobre a estrutura dessas formações no estado do Rio de Janeiro estão restritas à Reserva Biológica de Poço das Antas (Scarano, 2006). No estudo, foram amostradas 1744 árvores com diâmetro do tronco à altura do peito maior ou igual a 3,5 cm, em 0,5 ha de mata alagada em bom estado de conservação. A riqueza de espécies ($S = 59$) foi relativamente baixa e a diversidade ($H' = 1,3 \text{ nats.ind.}^{-1}$) muito baixa, em função da dominância numérica de *T. cassinoides* (63% do total das árvores amostradas).

Apesar da dominância de *T. cassinoides*, outras cinco espécies foram consideradas abundantes na área ($N \geq 50$ árvores amostradas), entre as quais as especialistas de áreas alagadas/alagáveis *Calophyllum brasiliense* Cambess. e *Symphonia globulifera* L.f. As demais espécies foram consideradas intermediárias ($11 < N < 33$; 11 espécies) ou raras ($N < 10$; 42 espécies) na mata permanentemente alagada; muitas dessas espécies são mais conspícuas na mata periodicamente alagável ou nas florestas sobre morrotes locais. Já o estrato herbáceo apresentou densa cobertura da bromélia *Nidularium procerum* Lindm., com estimativa de mais de 40 mil rosetas por hectare, número esse atribuído principalmente à propagação clonal. A serrapilheira acumulada nas rosetas dessas bromélias fornece sítios mais seguros – não alagados – para a germinação e desenvolvimento das plântulas das espécies arbóreas, incluindo aquelas raras ou com abundância intermediária, conferindo maior riqueza à área. Por sua vez, as espécies arbóreas não decíduas fornecem meia-sombra para *N. procerum*, bromélia não tolerante à luz solar direta (Scarano, 2006).

Matas permanentemente alagadas também têm sido sucintamente descritas para o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Henriques *et al.*, 1986, Araujo *et al.*, 1998; Figura 3) e restinga da Marambaia (Menezes & Araujo, 2005). A flora vascular dessas matas nas duas áreas citadas é muito pobre, com nove e onze espécies, respectivamente. Pequenas manchas dessa formação ainda podem ser observadas ao longo da planície costeira do estado, incluindo a Área de Proteção Ambiental das Tabebuias, na cidade do Rio de Janeiro (Figura 4).



Figura 3. Trecho de mata permanentemente alagada, dominada por *Tabebuia cassinoides*, na borda interna de lagoa costeira no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, norte-fluminense (Foto: Bruno Kurtz).



Figura 4. Imagem aérea da Área de Proteção Ambiental das Tabebuias, no Recreio dos Bandeirantes, Rio de Janeiro, rodeada por edificações numa região em pleno crescimento imobiliário (Foto: Custódio Coimbra, O Globo).

1.2 Matas periodicamente alagáveis

As matas periodicamente alagáveis, como o próprio nome já diz, estão sujeitas à inundação do lençol freático na estação chuvosa. Elas ocorrem sobre terrenos planos, com microrrelevo irregular, formando um mosaico de trechos ligeiramente mais altos e mais baixos. A diferença entre esses trechos é frequentemente < 30 cm, mas suficiente para determinar grandes diferenças na intensidade e duração do alagamento (Scarano, 2006). Sobre o solo, pode ocorrer o acúmulo de espessa camada de serrapilheira (~ 20 cm; Menezes & Araujo, 2005). No Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, essas matas se desenvolvem sobre solos orgânicos, podendo a camada de matéria orgânica (turfa) ultrapassar os dois metros de profundidade (Kurtz, 2009). Ali, mesmo quando não está aflorando, o lençol freático encontra-se frequentemente próximo à superfície (Figura 5).



Figura 5. Camada superficial de solo orgânico (turfa) da mata periodicamente alagável do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro. Observar o lençol freático próximo à superfície (Foto: Bruno Kurtz).

Nas planícies costeiras do Rio de Janeiro, as matas periodicamente alagáveis têm sido mais estudadas quanto à composição florística e estrutura fitossociológica do seu componente arbustivo-arbóreo do que seus pares permanentemente alagados. Apesar disso, os dados atualmente disponíveis estão concentrados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e na Reserva Biológica de Poço das Antas (Tabela 1). São matas mais altas e robustas quando comparadas às alagadas permanentemente, com o dossel alcançando 20 m de altura (e.g., Araujo *et al.*, 1998; Menezes & Araujo, 2005). Algumas emergentes podem chegar a 25-30 m (*Calophyllum brasiliense*, *Ficus cestrifolia* Schott ex Spreng., *Tapirira guianensis* Aubl., *Symphonia globulifera* e *Platymiscium floribundum* Vogel (Carvalho *et al.*, 2006, Kurtz, 2009). Em Jurubatiba, algumas árvores apresentam diâmetro do tronco maior que 50 cm, incluindo *F. cestrifolia*, (88 cm), *Tabebuia cassinoides* (60 cm) e *C. brasiliense* (53 cm; Kurtz, 2009). O sub-bosque é frequentemente pouco denso (Figura 6), facilitando o deslocamento pelo interior da mata. *T. guianensis*, *C. brasiliense*, *S. globulifera* e *T. cassinoides* destacam-se, normalmente, nessas matas, determinando sua estrutura oligárquica.

Tabela 1 – Parâmetros quantitativos do componente arbóreo/arbustivo-arbóreo de matas periodicamente alagáveis do Rio de Janeiro.

CI: critério de inclusão (DAP = diâmetro do tronco à altura do peito); A: área amostrada (ha); N: número de indivíduos vivos amostrados; S: número de espécies; H': índice de diversidade de Shannon (nats.ind.⁻¹); J': equabilidade; D: densidade total (ind.ha⁻¹); e AB: área basal (m².ha⁻¹).

Área	CI	A	N	S	H'	J'	D	AB	Fonte
Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	DAP ≥ 5 cm	1,44	2164	84	3,42	0,77	1503	24,9	Kurtz <i>et al.</i> (2013)
Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	DAP ≥ 5 cm	0,5	938	45	2,79	0,73	1876	32,9	Oliveira (2000)
Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	DAP ≥ 5 cm	0,52	827	49	2,76	0,71	1590	13,9	Barros (2000)
Reserva Biológica de Poço das Antas	DAP ≥ 10 cm; altura ≥ 10 m	1	486	97	3,98	0,87	486	23,8	Guedes-Bruni <i>et al.</i> (2006)
Reserva Biológica de Poço das Antas	DAP ≥ 10 cm	0,72	628	31	1,75* 1,99*	0,57* 0,66*	1003* 742*	36,5* 37,0*	Carvalho <i>et al.</i> (2006)

* Valores para as duas áreas estudadas.

A Tabela 1 evidencia profundas diferenças entre os trechos estudados em relação aos parâmetros analisados, o que pode estar em parte relacionado aos diferentes esforços de amostragem e critérios de inclusão, mas muito provavelmente também refletem o estado de conservação e regime de inundação de cada mata.

No Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ), as matas periodicamente alagáveis ocorrem em depressões alongadas do terreno, entre antigas cristas praiais (Araujo *et al.*, 1998). O formato mais típico dessas matas é o de longas faixas paralelas à linha de praia, com largura variável (embora frequentemente estreitas), fazendo limite abrupto ou gradual com as formações arbustivas abertas de restinga em ambos os lados (ver Figura 2). Essas matas estão sujeitas a dois gradientes de alagamento relacionados a variações em topografia. Primeiro, existe um gradiente topográfico ao longo da seção transversal, sendo o fundo (i.e., o meio, topograficamente mais baixo) mais intensamente alagado que as bordas, que raramente alagam. Segundo, existe outro gradiente relacionado à distância em relação às lagoas. Esses gradientes topográficos são responsáveis por variações estruturais e fisionômicas em pequenas distâncias (< 100 m). O gradiente lagoa-mata alagável é tal que, aproximando-se das lagoas, o terreno periodicamente alagado cede espaço a zonas permanentemente alagadas, onde ocorre uma mata mais baixa, com monodominância de *T. cassinoides*, ou brejos herbáceos (Kurtz, 2009).

Embora a restinga do parque seja predominantemente pleistocênica, as condições ambientais para o estabelecimento de matas periodicamente alagáveis só foram criadas mais recentemente, a partir da colmatação das lagoas formadas pelo represamento da água por depósitos marinhos holocênicos (ver Martin *et al.*, 1993).



Figura 6. Sub-bosque de trecho de mata periodicamente alagável, no período seco, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro (Foto: Bruno Kurtz).

2. ESTUDOS FITOGEográfICOS

Até recentemente, conhecia-se muito pouco sobre a ecologia vegetal e fitogeografia de matas permanentemente alagadas ou periodicamente alagáveis no Brasil. Entretanto, nas últimas décadas vários estudos fitossociológicos locais foram desenvolvidos no Sudeste, Sul e Centro-Oeste, o que possibilitou a realização de algumas análises fitogeográficas (ver Kurtz *et al.*, 2013). Essas análises indicaram que as matas alagadas/alagáveis não deveriam ser consideradas como uma unidade florística distinguível, uma vez que sua composição em espécies arbustivo-arbóreas tem forte influência das vegetações não alagadas do entorno (Marques *et al.*, 2011, Kurtz *et al.*, 2015). Por exemplo, no caso das matas periodicamente alagáveis de Jurubatiba, diferenças na intensidade do alagamento, devido a pequenas variações topográficas, possibilitaram o estabelecimento de muitas espécies do entorno com diferentes requerimentos ecológicos (~70% do total amostrado; Kurtz *et al.*, 2013).

Além disso, a composição florística do componente arbustivo-arbóreo das matas alagadas/alagáveis da planície costeira do estado do Rio de Janeiro mostra-se diferente daquela de seus pares no planalto brasileiro e mesmo nas planícies costeiras entre os estados de São Paulo e Rio Grande do Sul (Kurtz *et al.*, 2015).

3. ESTUDOS HIDROLÓGICOS

Embora os padrões gerais de comportamento do lençol freático das matas permanentemente alagadas e periodicamente alagáveis do estado do Rio de Janeiro sejam frequentemente descritos na literatura (e.g., Scarano, 2006), faltam dados detalhados sobre o tema, incluindo o efeito de ciclos supra-anuais de pluviosidade na variação de seu nível. Numa sequência de anos mais secos, por exemplo, o lençol freático esteve abaixo do solo mesmo na mata permanentemente alagada de Jurubatiba (Bruno Kurtz, obs. pess.).

4. ESTUDOS HIDROQUÍMICOS

Da mesma forma, são poucos os dados hidroquímicos disponíveis sobre o lençol freático das matas alagadas/alagáveis da planície costeira do estado do Rio de Janeiro. As lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, às quais essas formações estão associadas, podem ser reunidas em dois grupos de acordo com a sua origem: 1) lagoas formadas a partir do fechamento da desembocadura de rios por sedimentos marinhos (Jurubatiba, Comprida, Carapebus e Paulista); e 2) lagoas formadas em depressões entre cordões arenosos (e.g., Bezerra, Visgueiro, Pires e Preta). Algumas das lagoas do segundo grupo podem secar totalmente em períodos mais secos. Os parâmetros limnológicos estudados por Enrich-Prast *et al.* (2004) diferiram consideravelmente entre esses

dois grupos de lagoas: e.g., no grupo 1, a salinidade e o pH foram menores que 5 us e 7,7, respectivamente, enquanto no grupo 2 esses valores foram maiores que 40 us e 8. Considerando que as coletas para o citado estudo foram realizadas nos pontos centrais das lagoas e que existem gradientes ao longo do espelho d'água, é bastante provável que ocorram variações dos parâmetros analisados entre o centro e as bordas/braços de cada lagoa, onde ocorrem as matas alagadas/alagáveis. Em todas as lagoas, cujas profundidades médias variaram de 0,1 a 2,9 m, a radiação luminosa chegou ao sedimento.

5. LACUNAS DO CONHECIMENTO

Especificamente em relação às matas alagadas/alagáveis da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, os levantamentos quantitativos estão restritos, como informado anteriormente, ao Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e Reserva Biológica de Poço das Antas, embora existam outros remanescentes relevantes. Além de algumas manchas de matas alagadas/alagáveis em pequenas unidades de conservação municipais na baixada de Jacarepaguá, cidade do Rio de Janeiro, existe um importante remanescente localizado na Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul, na Ilha Grande, sul do estado (Araujo & Oliveira, 1988). Esse último remanescente aparentemente apresenta características florísticas diferentes das demais matas alagadas/alagáveis do estado (Bruno Kurtz, obs. pess.). Todas essas áreas carecem de dados fitossociológicos e deveriam ser estudadas. Recomenda-se também o aprofundamento de estudos sobre a dinâmica de alagamento e características hidroquímicas do lençol freático dessas florestas, possibilitando correlacionar essas informações com a composição e estrutura de sua vegetação.

6. IMPACTOS HUMANOS

O complexo de vegetação da Mata Atlântica na planície costeira do estado do Rio de Janeiro foi duramente impactado pela ocupação agrícola e urbana da região, levando à perda quase total de sua cobertura original (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2021). Além das formações florestais situadas em terrenos não inundados, essa planície apresentava originalmente uma profusão de macro-habitats submetidos a diferentes regimes de inundação, incluindo matas alagadas e alagáveis (Araujo *et al.*, 1998; Scarano, 2002). Como esses ambientes impediam a plena ocupação da planície, foram realizadas ao longo do tempo inúmeras intervenções de engenharia, envolvendo a dragagem, retificação e aumento da calha de rios, a abertura de canais artificiais e a construção de diques e barragens, levando à sua drenagem e consequente ocupação antrópica (Soffiati, 1998; Castro & Fernandez, 2002). Essas intervenções tiveram o seu auge em meados do século XX, através das ações do extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento – DNOS (Soffiati, 1998).

Esse mesmo processo de ocupação ocorreu mais recentemente e de forma acelerada na baixada de Jacarepaguá, zona oeste da cidade do Rio de Janeiro, onde ocorriam extensas áreas recobertas por matas alagadas/alagáveis, entre outros macro-habitats submetidos à inundação (Corrêa, 1936). A rápida expansão imobiliária da região alterou significativamente sua vegetação original, incluindo o aterro de extensas áreas outrora recobertas por essas formações florestais (Bruno Kurtz, obs. pess.).

Matas alagadas/alagáveis são particularmente sensíveis a alterações no regime de inundação e, quando essas ocorrem por ação antrópica e de forma permanente, além da rápida degradação, mostram impossibilidade de regeneração natural (e.g., Scarano *et al.*, 1998). A drenagem dos solos hidromórficos orgânicos promove a oxidação da matéria orgânica e a diminuição em espessura (ver Jacomine, 2004), além do alto risco de combustão da turfa seca. Isso levou a sucessivos incêndios na Reserva Biológica de Poço das Antas (Castro & Fernandez, 2002), dificultando ainda mais a regeneração natural dessas formações (Scarano, 2006).

Além disso, houve também a retirada de madeiras de matas alagadas/alagáveis (e.g., Scarano, 2006). Entre as espécies exploradas na região de Jurubatiba (antes da criação do parque), segundo informantes locais, estavam *Calophyllum brasiliense*, *Tapirira guianensis* e *Tabebuia cassinoides*, essa última amplamente explorada para a fabricação de cepos para o conhecido ‘tamanco português’, cabos de vassoura, etc. Houve também o corte de madeira para lenha e exploração de palmito (*Euterpe edulis* Mart.). O corte de palmito aparentemente foi realizado por apenas alguns meses, na década de 1960, e foi interrompido pela exaustão das populações locais da espécie. Entretanto, a capacidade de se reproduzir vegetativamente em áreas alagadas, formando touceiras (Bruno Kurtz, obs. pess.), fez com que *E. edulis* seja atualmente uma das espécies mais importantes na estrutura das matas periodicamente alagáveis da região (Kurtz *et al.*, 2013). Vale destacar que *T. cassinoides* e *E. edulis* estão categorizadas como vulneráveis (VU) na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção (MMA, 2022), justamente pelo histórico de exploração e redução/degradação/fragmentação dos seus habitats de ocorrência (Martinelli & Moraes, 2013). Também na região de Jurubatiba, houve a exploração de turfa para a produção de ‘carvão de pedra’.

Destaca-se, por último, que algumas matas alagadas/alagáveis do estado estão situadas em áreas urbanas e/ou agrícolas e, potencialmente, sujeitas à contaminação química e/ou orgânica do lençol freático.

7. CONSERVAÇÃO

Embora a Mata Atlântica seja um *hotspot* de biodiversidade (Ribeiro *et al.*, 2011) e mereça uma série de iniciativas e políticas de conservação, alguns de seus ‘habitats marginais’ (*sensu* Scarano, 2002), como as matas alagadas/alagáveis, não vêm sendo tratados

com o mesmo cuidado. Apesar de alguns remanescentes de matas alagadas/alagáveis ainda serem encontrados na planície costeira do estado do Rio de Janeiro, principalmente em unidades de conservação, eles são apenas pequenos testemunhos do que existiu no passado, e a maioria já sofreu diferentes níveis de antropização.

Alguns desses remanescentes protegem espécies ameaçadas da flora, como *Euterpe edulis* e *Tabebuia cassinoides*, mencionadas anteriormente, sendo a última típica de matas alagadas/alagáveis das planícies costeiras entre o Espírito Santo e Paraná (ver Gentry, 1992). Na Reserva Biológica de Poço das Antas e arredores, essas matas fazem a conexão entre as florestas sobre morrotes (ver Lima *et al.*, 2006) e aumentam a área florestada necessária à conservação do mico-leão-dourado [*Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766)], espécie oficialmente em perigo de extinção (EN) em nível nacional (MMA, 2022).

Já nas matas periodicamente inundáveis do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, foram registradas pelo menos duas espécies da fauna ameaçadas de extinção: o rato-de-espinho, *Trinomys eliasi* (Pessôa & dos Reis, 1993) (Bergallo *et al.*, 2004) e o jaguarundi, *Herpailurus yagouaroundi* (É.Geoffroy Saint-Hilaire, 1803), essa última recentemente registrada em armadilha fotográfica, na borda da mata (Bonatto, 2019). As duas estão categorizadas como vulneráveis (MMA, 2022).

Além disso, as matas periodicamente alagáveis de Jurubatiba fornecem importante recurso alimentar à fauna nativa, uma vez que 87% das espécies arbóreas apresentam dispersão zoocórica, por vertebrados (Kurtz, 2009). Também contribuem para a estabilidade dos solos turfosos e retenção de nutrientes. Esses dois compartimentos (mata e solos turfosos) são importantes sumidouros de carbono, numa matriz constituída por formações arbustivas abertas de restinga e áreas antropizadas (Caris *et al.*, 2013). Dado o quadro de destruição das matas alagadas/alagáveis nas planícies costeiras fluminenses, podem também fornecer material genético para programas de restauração. Por fim, algumas de suas espécies foram usadas na confecção de materiais didáticos para atividades em educação ambiental na região (Lopes & Bozelli, 2004).

Matas alagadas/alagáveis são ambientes frágeis, que se desenvolvem sobre solos frequentemente instáveis e que dependem da dinâmica natural de alagamento pela elevação do lençol freático. Como exemplo dessa afirmação, um vento extremamente forte, de apenas poucos minutos, foi responsável pela queda generalizada de árvores de um trecho de mata periodicamente inundável, no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Isso ocorreu em função da instabilidade dos solos turfosos e da pouca profundidade do sistema radicular dessas, como resposta à proximidade do lençol freático (Figura 7). Árvores localizadas em trechos mais altos da borda, com menor acúmulo de turfa, foram menos atingidas. Já a combinação de fortes chuvas e a não abertura natural da barra da lagoa Preta submeteu outro trecho a um alagamento excepcionalmente alto e de longa duração (2005-2006), que coincidiu com a morte generalizada de árvores, incluindo mesmo indivíduos de *T. cassinoides*, espécie com grande resistência ao alagamento e que é dominante em matas permanentemente alagadas (Figura 8).



Figura 7. Árvore tombada por vento (visão da base do sistema radicular) em mata periodicamente alagável do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro. Observar a pouca profundidade do sistema radicular (foto: Ricardo Reis).



Figura 8. Mortalidade de árvores em mata periodicamente alagável do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, possivelmente em função de alagamento excepcionalmente alto e de longa duração (2005-2006) (foto: Bruno Kurtz).

REFERÊNCIAS

- Araujo, D.S.D. & Oliveira, R.R. (1988). Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro): lista preliminar da flora. *Acta Botanica Brasilica* 1(2, supl.): 83-94. doi.org/10.1590/S0102-33061987000300009
- Araujo, D.S.D., Scarano, F.R., Sá, C.F.C., Kurtz, B.C., Zaluar, H.L.T., Montezuma, R.C.M. & Oliveira, R.C. (1998). Comunidades Vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. In: Esteves, F.A. (ed.). *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. UFRJ, Rio de Janeiro. p. 3962.
- Barros, M.J. (2000). Estrutura de uma mata inundável de restinga do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, município de Carapebus, Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 45p.
- Bergallo, H.G., Martins-Hatano, F., Raíces, D.S., Ribeiro, T.T.L., Alves, A.G., Luz, J.L., Mangolin, R. & Mello, M.A.R. (2004). Os Mamíferos da Restinga de Jurubatiba. In: Rocha, C.F.D., Esteves, F.A. & Scarano, F.R. (orgs.). *Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação*. RiMa, São Carlos. p. 215-230.
- Bonatto, D.C. (2019). Cães domésticos no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Macaé, 144p.
- Caris, E.A.P., Kurtz, B.C., Cruz, C.B.M. & Scarano, F.R. (2013). Vegetation cover and land use of a protected coastal area and its surroundings, southeast Brazil. *Rodriguésia* 64(4): 747-755. doi.org/10.1590/S2175-78602013000400006
- Carvalho, F.A., Nascimento, M.T., Braga, J.M.A. & Rodrigues, P.J.F.P. (2006). Estrutura da comunidade arbórea da floresta atlântica de baixada periodicamente inundada na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 57(3): 503-518. doi.org/10.1590/2175-7860200657309
- Castro, E.B.V. & Fernandez, F.A.S. (2002). A Fragmentação Florestal na Reserva Biológica de Poço das Antas como Consequência das Intervenções de Engenharia na Bacia do Rio São João (RJ). In: *Anais do III Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Fortaleza. p. 649-659.
- Corrêa, A.M. (1936). *O Sertão Carioca*. Imprensa Nacional, Rio de Janeiro.
- Dorneles, L.P.P. & Waechter, J.L. (2004). Fitossociologia do componente arbóreo na floresta turfosa do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 18(4): 815-824. doi.org/10.1590/S0102-33062004000400012
- Enrich-Prast, A., Bozelli, R.L., Esteves, F.A. & Meirelles, F.P. (2004). Lagoas Costeiras da Restinga de Jurubatiba: Descrição de suas variáveis limnológicas. In: Rocha, C.F.D., Esteves, F.A. & Scarano, F.R. (orgs.). *Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação*. RiMa, São Carlos. p. 245-253.
- Fundação SOS Mata Atlântica & INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2021). *Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Período 2019/2020, Relatório Técnico*. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.
- Galvão, F., Roderjan, C.V., Kuniyoshi, Y.S. & Ziller, S.R. (2002). Composição florística e fitossociologia de caxetais do litoral do estado do Paraná - Brasil. *Floresta* 32(1): 17-39. doi.org/10.5380/rf.v32i1.2347
- Gentry, A.H. (1992). *Bignoniaceae – Part II (Tribe Tecomeae)*. *Flora Neotropica Monograph* 25(2). The New York Botanical Garden, New York.
- Guedes-Bruni, R.R., Silva Neto, S.J., Morim, M.P. & Mantovani, W. (2006). Composição florística e estrutura de trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica aluvial na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 57(3): 413-428. doi.org/10.1590/2175-7860200657303
- Henriques, R.P.B., Araujo, D.S.D. & Hay, J.D. (1986). Descrição e classificação dos tipos de vegetação da restinga de Carapebus, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Botânica* 9: 173-189.
- Jacomine, P.K.T. (2004). Solos sob Matas Ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F. (eds.). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. 2 ed. Editora da Universidade de São Paulo, FAPESP, São Paulo. p. 27-31.

Junk, W.J. *et al.*, (2015). Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável. In: Cunha, C.N., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macro-habitats. EdUFMT, Cuiabá. p. 13-82.

Kurtz, B.C. (2009). Fitogeografia e fitossociologia do componente arbóreo de florestas pantanosas de restinga no norte-fluminense. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 136p.

Kurtz, B.C., Gomes, J.C. & Scarano, F.R. (2013). Structure and phytogeographic relationships of swamp forests of Southeast Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 27(4): 647-660. doi.org/10.1590/S0102-33062013000400002

Kurtz, B.C., Valentin, J.L. & Scarano, F.R. (2015). Are the Neotropical swamp forests a distinguishable forest type? Patterns from Southeast and Southern Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 72(2): 191-208. doi.org/10.1017/S096042861400033X

Lima, H.C., Pessoa, S.V.A., Guedes-Bruni, R.R., Moraes, L.F.D., Granzotto, S.V., Iwamoto, S. & Di Ciero, J. (2006). Caracterização fisionômico-florística e mapeamento da vegetação da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 57(3): 369-389. doi.org/10.1590/2175-7860200657301

Lopes, A.F. & Bozelli, R.L. (orgs.). (2004). Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: Fichas dos Seres, vol. 2. PPGE/UFRJ.

Marques, M.C.M., Swaine, M.D. & Liebsch, D. (2011). Diversity distribution and floristic differentiation of the coastal lowland vegetation: implications for the conservation of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 20(1): 153-168. doi.org/10.1007/s10531-010-9952-4

Martin, L., Suguio, K. & Flexor, J.M. (1993). As flutuações de nível do mar durante o

Quaternário Superior e a evolução geológica de “deltas” brasileiros. *Boletim do Instituto de Geociências-USP* 15: 1-186. doi.org/10.11606/issn.2317-8078.v0i15p01-186 Martinelli, G. & Moraes, M.A. (orgs.). (2013). Livro Vermelho da Flora do Brasil. Andrea Jakobsson, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Menezes, L.F.T. & Araujo, D.S.D. (2005). Formações Vegetais da Restinga da Marambaia, Rio de Janeiro. In: Menezes, L.F.T., Peixoto, A.L. & Araujo, D.S.D. (eds.). *História Natural da Marambaia*. UDUR, Seropédica. p. 67-120.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. (2022). Portaria Nº 148, de 07 de junho de 2022. *Diário Oficial da União* 108, Seção 1, p. 74, 08 de junho de 2022.

Oliveira, R.C. (2000). Estrutura do componente arbóreo da mata periodicamente inundada do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 84p.

Ribeiro, M.C., Martensen, A.C., Metzger, J.P., Tabarelli, M., Scarano, F. & Fortin, M.J. (2011). The Brazilian Atlantic Forest: A shrinking biodiversity hotspot. In: Zachos, F.E. & Habel, J.C. (eds.). *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas*. Springer, Berlin. p. 405-434.

Scarano, F.R. (2002). Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. *Annals of Botany* 90(4): 517-524. doi.org/10.1093/aob/mcf189

Scarano, F.R. (2006). Plant community structure and function in a swamp forest within the Atlantic rain forest complex: a synthesis. *Rodriguésia* 57(3): 491-502. doi.org/10.1590/2175-7860200657308

Scarano, F.R., Rios, R.I. & Esteves, F.A. (1998). Tree species richness, diversity and flooding regime: case studies of recuperation after anthropic impact in Brazilian floodprone forests. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 24: 223-235.

Soffiati, A. (1998). Aspectos Históricos das Lagoas do Norte do Estado do Rio de Janeiro. In: Esteves, F.A. (ed.). *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. UFRJ, Rio de Janeiro. p. 3-35.

CAPÍTULO 4

CLASSIFICAÇÃO DOS MACRO-HÁBITATS DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA - RJ

Rafael Lira Teixeira Santos^{1,2}, Rayanne Barros Setubal^{2,3}, Bruno Coutinho Kurtz⁴, Edson Avelar Guimarães¹, Mauricio Mussi Molisani¹, Anderson Germano da Silva de Souza^{2,5}, Anna Carolina Fornero Aguiar^{2,6}, Clarice Casa Nova², Daniel da Silva Farias^{2,7}, Elder de Oliveira Sodré^{2,7} e Reinaldo Luiz Bozelli^{2,7}

¹ Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade - Nupem/UFRJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Av. São José Barreto, 764, 27965-045, Macaé, RJ, Brasil; rafaellirax@gmail.com

² Laboratório de Limnologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, Av. Carlos Chagas Filho, 373, 21.949-900, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

³ Escola Técnica Paracambi, Fundação de Apoio à Escola Técnica-Faetec, Rua Dom Pedro II, S/N, 26600-000, Paracambi, RJ, Brasil.

⁴ Diretoria de Pesquisa Científica, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rua Pacheco Leão, 915, Jardim Botânico, 22460-030, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

⁵ Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Quinta da Boa Vista, 20940-040, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

⁶ Cátedra Unesco de Alfabetização em Futuros, Museu do Amanhã, Praça Mauá, 1, Centro, 20081-240, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

⁷ Programa de Pós-Graduação em Ecologia/PPGE-UFRJ, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Av. Carlos Chagas Filho, 373, 21.949-900, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

RESUMO

O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) apresenta 56% (aprox. 8.500 ha) da sua extensão em Áreas Úmidas (AUs) e se situa na região norte do estado do Rio de Janeiro. É formado por uma extensa planície costeira arenosa quaternária, cuja origem está relacionada com a evolução da desembocadura do rio Paraíba do Sul. Isso ocorreu através da movimentação do grande delta do rio e da atividade marinha com as mudanças das correntes costeiras e as variações do nível do mar. Esses períodos formaram uma estrutura de cordões arenosos holocênicos paralelos à linha da costa e uma paisagem de alta heterogeneidade vegetal. O PNRJ encontra-se no bioma de Mata Atlântica em ecossistema de restinga. O clima é tropical quente e úmido com apenas duas estações bem definidas: no verão, as temperaturas e os índices pluviométricos são elevados, e no inverno, índices mais moderados, o que resulta em uma fase seca entre os meses de abril e setembro. A formação de cordões arenosos permite que haja áreas permanentemente secas nas suas cristas e permanentemente ou periodicamente úmidas nos vales dos cordões, dependendo das chuvas e da conexão com o lençol freático e/ou com as lagoas. Lagoas essas que se diferenciam de acordo com suas características hidromorfológicas. A vegetação associada a essas AUs apresenta adaptações específicas para as variações de inundação, de salinidade e de estruturação do solo. As diferentes combinações dessas variáveis ambientais com as diversas comunidades de plantas herbáceas e lenhosas formam uma grande diversidade de macro-habitats. Essa diversidade tem se alterado, devido aos impactos antrópicos de atividades agropecuárias e da construção de canais de drenagem na região desde a época da colonização do Brasil. Neste

estudo, foi proposto incluir o PNRJ na classificação das AUs brasileiras como Paisagem Úmida (PU) em nível de classe com 6 unidades funcionais, 11 subclasses e 17 macro-hábitats. Considerando as inúmeras pesquisas realizadas há mais de três décadas na região do PNRJ e o pequeno número de inventários produzidos, espera-se que futuramente novos macro-hábitats possam ser descritos e adicionados ao sistema de classificação apresentado neste estudo. A classificação de macro-hábitats possui relevância para ampliar os conhecimentos sobre os ambientes remanescentes de restinga, contribuindo com a elaboração e implementação de estratégias de proteção de AUs e, assim, preservando a biodiversidade da região.

Palavras-chaves: áreas úmidas, costeira, sistema hierárquico, políticas públicas.

ABSTRACT

Classification of the macrohabitats of the Restinga de Jurubatiba National Park (PNRJ) – Rio de Janeiro

– The Restinga de Jurubatiba National Park (PNRJ) has 56% (approx. 8,500 ha) of its extension in wetlands and it is in the northern region of the state of Rio de Janeiro. The PNRJ is formed by an extensive quaternary sandy coastal plain, whose origin is related to the evolution of the mouth of the Paraíba do Sul River. This occurred through the movement of the large river delta and marine activity with changes in coastal currents and variations in sea level. These periods formed a structure of Holocene sandy ridges parallel to the coastline and a landscape of high plant heterogeneity. The PNRJ is in the Atlantic Forest biome in a restinga ecosystem. The climate is tropical hot and humid with only two well-defined seasons: in summer, temperatures and rainfall are high, and in winter, more moderate, which results in a dry phase between the months of April to September. The formation of sandy ridges allows for permanently dry areas on their crests and permanently or periodically wet areas in the valleys of the ridges, depending on rainfall and the connection with the water table and/or with the lakes. Lagoons that differ according to their hydromorphological characteristics. The vegetation associated with these wetlands presents specific adaptations to variations in flooding, salinity and soil structure. The different combinations of these environmental variables with the diverse communities of herbaceous and woody plants form a great diversity of macro-hábitats. This diversity has changed due to the anthropic impacts of agricultural activities and the construction of drainage channels in the region since the time of the colonization of Brazil. In this study the inclusion of the PNRJ in the Brazilian wetland classification system is proposed as wetscape (Paisagem Úmida, PU) at the class level with 6 functional units, 11 subclasses and 17 macro-hábitats. Considering the numerous surveys carried out over three decades in the PNRJ region and the small number of inventories carried out, it is expected that in the future new macro-hábitats can be described and added to the classification system presented in this study. The classification of macro-hábitats is relevant for expanding knowledge about the restinga's remaining environments, contributing to the elaboration and implementation of wetlands protection strategies and, thus, preserving the region's biodiversity.

Keywords: wetlands, coastal, hierarchical system, public policy.

INTRODUÇÃO

Apesar de sua reconhecida importância para o desenvolvimento das sociedades humanas, as Áreas Úmidas (AUs) estão entre os ambientes mais ameaçados e degradados pelas atividades antrópicas e pela ocupação humana do território. Embora a América do Sul concentre globalmente apenas 6% da quantidade de grandes AUs, a grande área de muitas delas faz com que a contribuição em termos de área seja de 17% (39,6 milhões de hectares; Xu *et al.*, 2019). De acordo com Naranjo (1995), o Brasil detém metade do total

de AUs da América do Sul, o que faz do país um ponto de alta importância para a biodiversidade aquática no continente e região neotropical (Chambers *et al.*, 2008; Lewinsohn & Prado, 2002). Estima-se que cerca de 20% do território nacional é ocupado por AUs (Junk *et al.*, 2011). Ainda que esses ecossistemas sejam expressivamente representados no território, as taxas de perda de AUs no Brasil são amplamente desconhecidas e dentre as principais causas de perda desses ambientes estão a expansão agrícola e urbana e poluição e drenagem para pastagem de gado (Maltchik *et al.*, 2018).

Dentre essas, AUs costeiras, ou seja, aquelas que se localizam na Zona Costeira, definida pela Lei 7.661/1988 como “o espaço geográfico de interação do ar, do mar e da terra, incluindo seus recursos renováveis ou não, abrangendo uma faixa marítima e outra terrestre”, estão ainda mais ameaçadas. Esses ambientes caracterizam-se pela sua dinâmica hidrológica variável (permanente ou temporária), com água doce, salobra ou salgada, sob influência direta do regime de marés, de intrusões salinas, de deposição atmosférica de substâncias dissolvidas ou particuladas, ou de propágulos do Oceano (Cunha *et al.*, 2015). Desde o início da ocupação do litoral brasileiro, a partir da invasão portuguesa e o estabelecimento dos primeiros povoados, que originaram as grandes metrópoles, e das primeiras atividades extrativistas na zona costeira, essas AUs vêm sofrendo grandes impactos e modificações em sua estrutura e dinâmica ecológica. Atualmente, 26% da população do país reside em municípios costeiros que foram criados ao longo da planície e AUs costeiras (IBGE, 2016).

No estado do Rio de Janeiro, a zona costeira apresenta uma extensão de aproximadamente 1.160 km, abrangendo 33 municípios e 40,1% do território do estado no qual vivem cerca de 13 milhões de pessoas (INEA, 2014). A zona costeira fluminense apresenta uma grande variedade de formações fisiográficas e vegetais, como formações de restinga, brejos, lagoas costeiras e manguezais. Além disso, constitui uma região que concentra relevantes fontes de pressão antrópica, uso dos recursos naturais e exploração econômica. Dentre os instrumentos de gestão ambiental desses ambientes, o Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro é especialmente importante por promover a regulação dos diferentes usos do espaço e atividades econômicas conduzidas na zona costeira (INEA, 2014). Entretanto, grande parte dos esforços institucionais tem se focado na proteção, monitoramento, licenciamento e fiscalização das atividades em ambientes estritamente marinhos ou de transição, como estuários, baías e manguezais.

Nesse sentido, outras AUs costeiras, como matas alagadas, lagoas e poças com diferentes dinâmicas hidrológicas ainda são ambientes negligenciados nos planos de gerenciamento costeiro e na elaboração e execução de políticas públicas para gestão ambiental, mesmo que os impactos nesses ambientes estejam ocorrendo desde 1500. No estado do Rio de Janeiro, as primeiras intervenções realizadas nas AUs costeiras datam do início do século XVI, quando intensos processos de drenagem e aterramento de brejos, várzeas e lagoas foram realizados para ocupação urbana e estabelecimento de áreas agrícolas (Braga, 2020; Esteves, 2011). Promovidas por indivíduos, instituições e sobretudo pelo

Estado, através de desmatamentos, obras hidráulicas e terraplanagens, essas intervenções resultaram em uma drástica mudança da paisagem e a maioria das AUs costeiras foram completamente destruídas ou modificadas (Esteves *et al.*, 2008).

Grande parte da ausência de políticas públicas para a gestão das AUs costeiras se dá pela inexistência de critérios precisos para sua definição e delimitação (Cunha *et al.*, 2015). Além disso, para os poucos levantamentos e iniciativas de classificação existentes para as AUs brasileiras, a maior parte se volta para os ambientes associados às bacias hidrográficas de grandes rios, como Amazonas, Paraguai, São Francisco, Araguaia e Tocantins. Essas extensas AUs caracterizam-se pela formação de lagoas, meandros abandonados, canais e baixadas (Cunha *et al.*, 2015). Todavia, mesmo que em menor quantidade que as AUs interiores, as AUs costeiras podem apresentar grande variedade de formações geológicas e dinâmicas ecológicas em função dos processos de transgressão e regressão marinha, das enormes variações climáticas, dos diferentes tipos de solo e de variadas formações vegetais (Bozelli *et al.*, 2018). Portanto, esses ambientes podem compor complexos mosaicos ambientais, com elevada biodiversidade, papel expressivo nos processos ecossistêmicos e grande beleza cênica.

No norte do estado do Rio de Janeiro, o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ), objeto desta proposta de classificação de AUs, protege lagoas costeiras e outras AUs típicas da região, principalmente pequenas poças temporárias. O parque localiza-se em um trecho do litoral do estado do Rio de Janeiro que se estende da foz do Rio Macaé até o Rio Itabapoana em uma vasta área de planície, com um exuberante mosaico de ecossistemas costeiros do bioma Mata Atlântica formados por matas de restingas, lagoas de água doce e escuras, lagoas de águas salobras e salgadas, poças e brejos: uma paisagem que foi denominada por historiadores como Pantanal do Norte Fluminense (Esteves, 2011). Portanto, dada a sua grande variedade de formações e tipos de AUs, os ambientes do PNRJ possibilitam a formulação de uma proposta inédita de classificação de AUs costeiras dentro do contexto brasileiro, servindo de inspiração para o desenvolvimento de outras propostas e como tentativa de preencher a lacuna nos instrumentos de gestão desses ambientes historicamente negligenciados.

1. DESCRIÇÃO DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA E ENTORNO

O PNRJ (22°08' – 22°19'S; 41°17' - 41°43'W) localiza-se nos municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, litoral norte do estado do Rio de Janeiro (Figura 1). Com uma área de 14.839 ha e estendendo-se por 44,4 km ao longo da linha da costa (com largura máxima de 6,3 km), essa unidade de conservação preserva um dos mais importantes remanescentes de ecossistemas de restinga do Brasil, incluindo um complexo de lagoas e lagunas costeiras (Esteves, 1998; Rocha *et al.*, 2004).

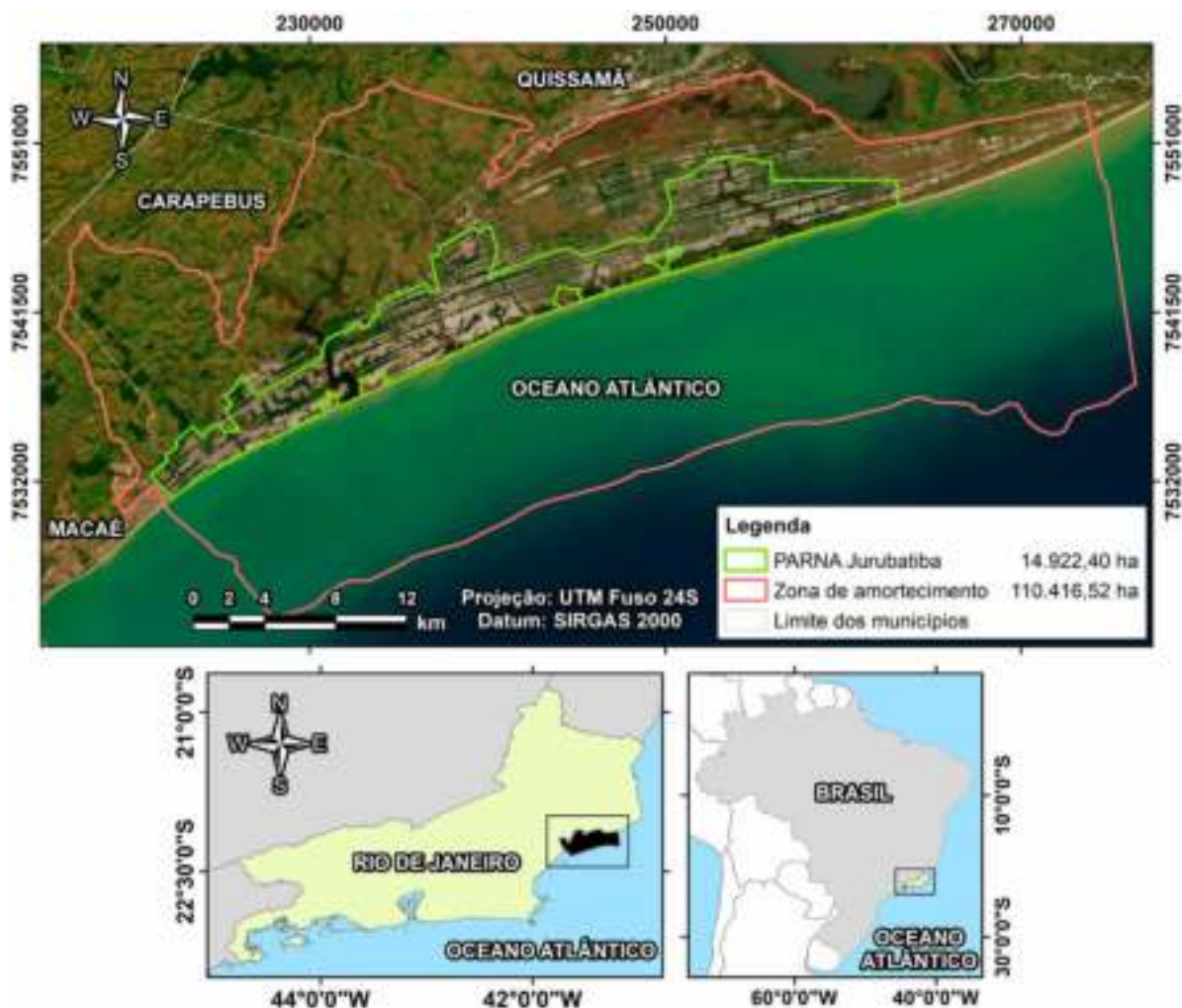


Figura 1. Localização e limites do PNRJ e sua Zona de Amortecimento, Rio de Janeiro (adaptado de Conceição *et al.*, 2016).

O PNRJ está inserido na porção sul de uma extensa planície costeira quaternária, cuja origem está intimamente ligada à evolução da desembocadura do Rio Paraíba do Sul (Martin *et al.*, 1993). Esse trecho da planície é constituído predominantemente por areias marinhas pleistocênicas, sendo os depósitos marinhos holocênicos escassos e limitados a uma estreita faixa junto à atual linha de praia. Em direção ao interior, os terraços pleistocênicos são limitados por sedimentos terciários da Formação Barreiras (Martin *et al.*, 1993). Essa grande planície quaternária do norte-fluminense, com altitude máxima de aproximadamente 12 m e inclinando-se suavemente rumo ao oceano, foi intensamente saneada e ocupada pelo homem a partir do século XVII. Uma extensa rede de canais artificiais, inicialmente construídos para o escoamento de produtos agrícolas e madeiras e posteriormente para a expansão da área agricultável, rebaixou o nível do lençol freático e ressecou inúmeras lagoas e pântanos da região. Além disso, diques marginais foram construídos ao longo do Rio Paraíba do Sul, para impedir o seu transbordamento sobre parte da referida planície (Martin *et al.*, 1993; Soffiati, 1998).

A planície costeira na qual o PNRJ está inserido é formada por alinhamentos de antigas cristas praiais, intercalados por depressões, onde desenvolvem-se diferentes macro-hábitats sujeitos ao alagamento permanente ou periódico. Embora a restinga do parque seja predominantemente pleistocênica, as condições ambientais para o estabelecimento de alguns desses macro-hábitats só foram criadas mais recentemente, a partir da colmatção das lagoas que foram formadas pelo represamento da água por depósitos marinhos holocênicos (Martin *et al.*, 1993).

Os depósitos marinhos e/ou lagunares de idade pleistocênica são predominantes no PNRJ, que apresenta os seguintes solos: neossolos quartzarênicos, espodosolos, gleissolos e organossolos. Os solos têm variações físicas e químicas de acordo com o gradiente topográfico. Nas áreas de transição da restinga arbustiva aberta com a mata periodicamente alagável, por exemplo, predomina a textura arenosa, e há aumento do teor de matéria orgânica na superfície (Araujo *et al.*, 1998; Oliveira, 2000). No interior da mata, topograficamente mais baixo, há acúmulo de matéria orgânica em superfície e em profundidade (em decomposição e decomposta) e espessa camada de serrapilheira, existindo pouca areia e predominando a textura franco-siltosa. Ocorre aumento do teor de nutrientes, da acidez e da percentagem de matéria orgânica, fatores relacionados ao forte caráter hidromórfico do solo do interior da mata (ICMBio, 2007).

O PNRJ está localizado em região de macroclasse térmica na Baixada de Goitacazes (altitudes entre 0 e 200 m), de clima tropical com apenas duas estações bem definidas ao longo do ano. De acordo com a classificação de Köppen, o clima é do tipo Aw, caracterizado como tropical quente e úmido, com uma estação seca entre o outono e o inverno. O verão apresenta temperaturas e índices pluviométricos elevados em relação ao inverno. Durante todo o ano, ventos provenientes do Leste e de Nordeste, soprando do Anticiclone semifixo do Atlântico Sul, geram uma alta pressão subtropical, a qual é responsável pela manutenção de temperaturas médias elevadas e altos níveis de umidade relativa. A média anual de pluviosidade é de 1.222 mm, variando de 31 mm (junho) a 198 mm (dezembro). A temperatura média anual é de 23,3 °C, variando de 26,0 °C (fevereiro) a 20,7 °C (julho), enquanto a umidade relativa varia de 77% (setembro) a 83% (março e dezembro). De acordo com as normais climatológicas de 1981-2010, a evaporação total varia de 80,8 mm (janeiro) a 62,7 mm (maio), com total anual de 889,1 mm (ICMBio, 2007).

2. CARACTERIZAÇÃO HIDROMORFOLÓGICA E PADRÃO DE INUNDAÇÃO DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA

A caracterização morfológica e hidrológica do PNRJ indica aspectos relevantes sobre o transporte de água e o padrão de inundação das AUs costeiras. A declividade é um importante fator morfológico determinante dos padrões de inundação nas AUs, e no PNRJ em torno de 86% da sua área tem uma declividade entre 0 e 3%, sendo considerado um

relevo plano que favorece o acúmulo de água. Nesse relevo plano estão inseridas quatro bacias hidrográficas que captam a água da chuva distribuindo superficialmente ao longo da região, inclusive formando as lagoas perpendiculares à linha da costa. As bacias costeiras são de primeira ordem, consideradas de pequena dimensão, com área variando entre 14 e 65 km². As vazões médias para os períodos de estiagem e chuvas foram calculadas em 0,03 e 0,54 m³/s, respectivamente, utilizando modelos hidrológicos a partir de normais climatológicas de temperatura e precipitação de 30 anos (Figura 2).

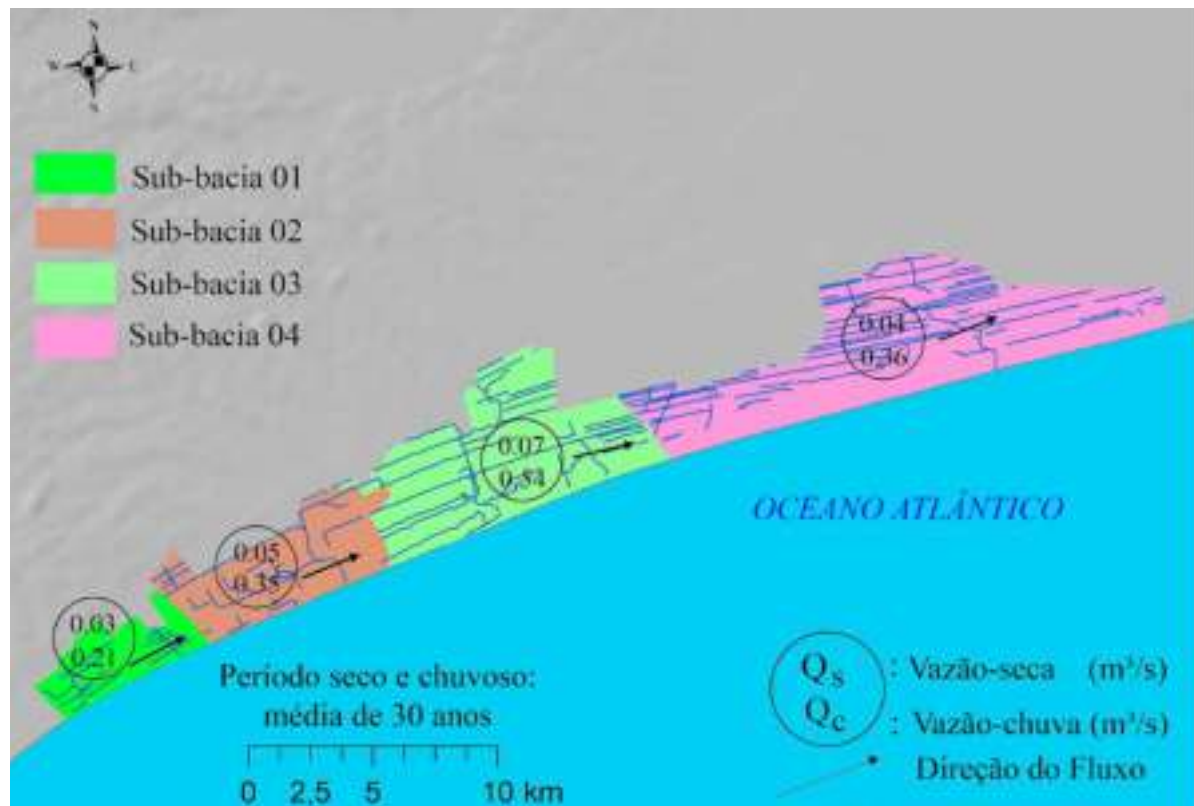


Figura 2. Rede de drenagem, delimitação, direção de fluxo e vazão sazonal das bacias hidrográficas do PNRJ.

A aplicação de parâmetros morfológicos, como fator de forma ($F=1,59$ a $3,09$), índice de compacidade ($K_c= 1,51$ a $1,68$) (Horton, 1945); índice de circularidade ($I_c= 0,34$ a $0,42$) (Miller, 1953); densidade de drenagem ($D_d=1,30$ a $2,05$) (Gregory & Walling, 1968), densidade hidrográfica ($D_h=0,94$ a $1,46$ km/km²) (Horton, 1945); tempo de concentração de água ($T_c= 0,76$ a $3,2$ horas) (Kirpich, 1940), caracterizam essas bacias hidrográficas como alongadas, distanciando-se da forma circular, com baixa capacidade de gerar escoamento superficial e reduzida vazão, reduzido pico de inundação, mas de longa duração. Além disso, a altitude mínima do relevo mostra muitas regiões nas bacias hidrográficas com topografia abaixo do nível do mar, sendo altamente propensas ao acúmulo de água, favorecendo a infiltração e a recarga subterrânea e contribuindo para a formação de AUs.

Um monitoramento do lençol freático no PNRJ indica que a profundidade pode variar sazonalmente desde o afloramento superficial do lençol até 1,82 m abaixo da superfície. A variação média anual do lençol freático oscila em torno de 0,6 m, devido aos aportes fluviais das bacias hidrográficas e à precipitação. Os padrões de transporte superficial e de inundação alimentados pelo lençol freático são também determinados pela composição do substrato, que na região é majoritariamente arenoso (83%) ou composto por sedimentos siliciclásticos, silte, turfa e argila (17%) (CPRM, 2022). Essas características hidrogeológicas influenciam a estrutura das AUs, como as florestas pantanosas que respondem às variações do substrato e a topografia, sendo mais inundadas nas partes mais baixas com deposição de sedimentos mais finos e maior afloramento do lençol freático, em relação às florestas de borda localizadas em substratos arenosos que raramente inundam (Figura 3) (Kurtz *et al.*, 2013).



Figura 3. Camada superficial de solo orgânico (turfa) e o afloramento do lençol freático na floresta pantanosa periodicamente inundada do PNRJ (Foto: Bruno Kurtz).

A superfície da água e o padrão de inundação da área de estudo foram avaliados utilizando imagens do satélite Landsat, sendo a área inundada identificada pela apli-

cação do NDWI (*Normalized Difference Water Index*) e o *plug-in Landscape Ecology* do QGIS. Essa análise estabeleceu métricas da paisagem, como o número total, a área, o tamanho médio e a distância média de manchas (superfícies) inundadas, para os eventos máximos (2008, 1.527 mm) e mínimos (2014, 748 mm) de chuvas ao longo de 30 anos (Figura 4). Essa análise exemplificou que, em períodos mais úmidos, o PNRJ aumenta a área alagada em 53% (de 8,0 para 15,0 km²) em relação aos períodos mais secos. O número de manchas de inundação permaneceu similar entre os períodos de seca (161 manchas) e chuvas (164 manchas), embora fosse observado um aumento na área média das manchas de inundação no período de chuvas (de 0,05 para 0,09 km²) e a diminuição da distância média entre as superfícies de inundação. Esse padrão denota um maior agrupamento e isolamento de manchas úmidas no período de seca, em oposição à tendência à dispersão da superfície de água, e consequentemente a maior conectividade entre as superfícies inundadas ao longo da paisagem nos períodos de maior pluviosidade. A Figura 4 mostra as manchas de inundação, mas também indica a vegetação e AUs que seguem o padrão de inundação, principalmente devido à proteção imposta pelo PNRJ. Essas zonas mais baixas e frequentemente inundadas são responsáveis por variações estruturais e fisionômicas da vegetação de AUs em pequenas distâncias (< 100 m), como em florestas pantanosas, que em regiões mais baixas podem se observar a monodominância da espécie arbórea *Tabebuia cassinoides* ou a brejos herbáceos (Kurtz *et al.*, 2013).

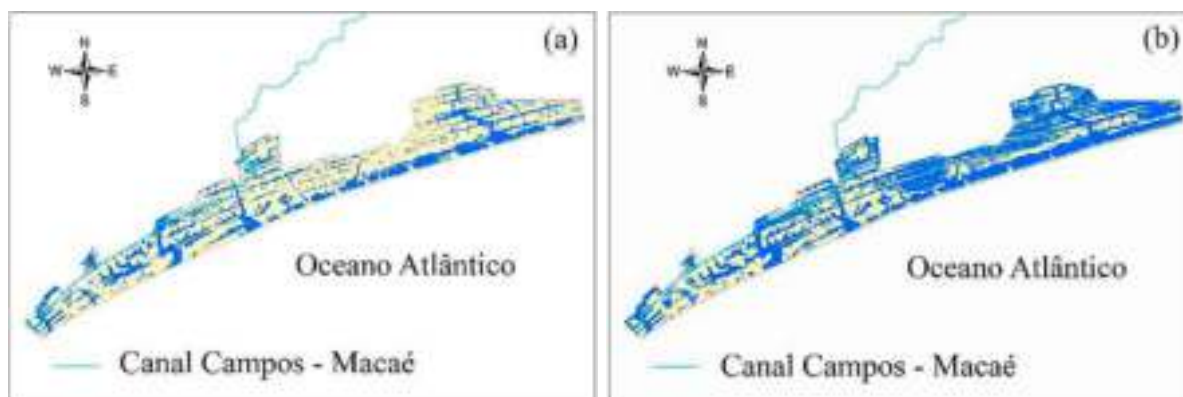


Figura 4. Manchas de inundação, vegetação e macro-habitats inundados no PNRJ, marcadas em azul, para eventos de menor (a) e maior (b) precipitação histórica.

O padrão de inundação e a conectividade lateral entre os macro-habitats seguem a formação morfológica composta pelos cordões arenosos que compõem o sistema restingas/lagoas, principalmente nas lagoas perpendiculares à linha da costa. Essas lagoas são consideradas a foz dos pequenos rios caracterizados anteriormente, que não têm capacidade de transporte suficiente para romper a barra arenosa que separa o continente do mar, inundando a paisagem e formando as lagoas. Durante o período de chuvas pode ocorrer a conectividade entre as lagoas perpendiculares com as lagoas paralelas à linha

da costa (permanentes e temporárias), além de brejos, poças e outros macro-hábitats. Porém essa conectividade hidrológica pode ser interrompida, durante o período de chuvas, pela abertura natural ou artificial da barra arenosa das lagoas que estão inseridas no PNRJ (ICMBio, 2007; Santos *et al.*, 2015). Durante esses eventos, as águas acumuladas nas AUs são vertidas para o oceano, havendo uma interação temporária entre os ambientes continentais, costeiros e marinhos, que influenciam aspectos hidrológicos, sedimentares e biológicos das AUs. Essa interação entre as AUs costeiras e o ambiente marinho pode ocorrer também via lençol freático, pela variação de marés e do spray marinho que pode influenciar, por exemplo, a salinidade de algumas AUs. É importante salientar que a caracterização hidromorfológica e a determinação do padrão de inundação do PNRJ e suas AUs devem ser ampliadas para a região do entorno.

O perfil topográfico longitudinal da região possui uma tendência de redução das altitudes desde o PNRJ até a porção norte da região em direção à Lagoa Feia, que é a segunda maior lagoa costeira do Brasil. Essa orientação do relevo confirma a direção sul-norte do escoamento das águas superficiais ao longo das bacias hidrográficas do PNRJ (Figura 2). Esse perfil topográfico longitudinal, associado ao índice NDWI, identificou a superfície da água ampliada na paisagem. Esse perfil sugere a conectividade das AUs do PNRJ com seu entorno, determinado pelos cordões arenosos, lagoas, poças, brejos, canais naturais e artificiais, como o Canal Campos-Macaé, conectando toda a planície costeira em uma extensa e complexa AU, englobando sistemas continentais, costeiros e artificiais. Essa conectividade hidrológica ocorre também pelo lençol freático, que, de acordo com a interpolação das suas altitudes e o perfil do terreno, forneceu a superfície do aquífero livre, sugerindo um fluxo das águas subterrâneas no sentido de sul-norte, partindo de altitudes maiores no PNRJ até a região da Lagoa Feia no nível do mar. Essa análise indica que o PNRJ e suas AUs são um grande reservatório de água subterrânea, com um volume estimado em 1,73 km³, contribuindo com uma área mais abrangente do que os limites do PNRJ.

As lagoas costeiras do PNRJ, às quais as florestas pantanosas estão associadas, podem ser reunidas em dois grupos de acordo com a sua origem: **1)** lagoas formadas a partir do fechamento da desembocadura de rios por sedimentos marinhos (Jurubatiba, Comprida, Carapebus e Paulista); e **2)** lagoas formadas em depressões entre cordões arenosos (e.g., Bezerra; Visgueiro; Pires & Preta) (Figura 5). Algumas das lagoas do segundo grupo podem secar totalmente em anos de períodos secos mais extremos (Enrich-Prast *et al.*, 1998, 2004).

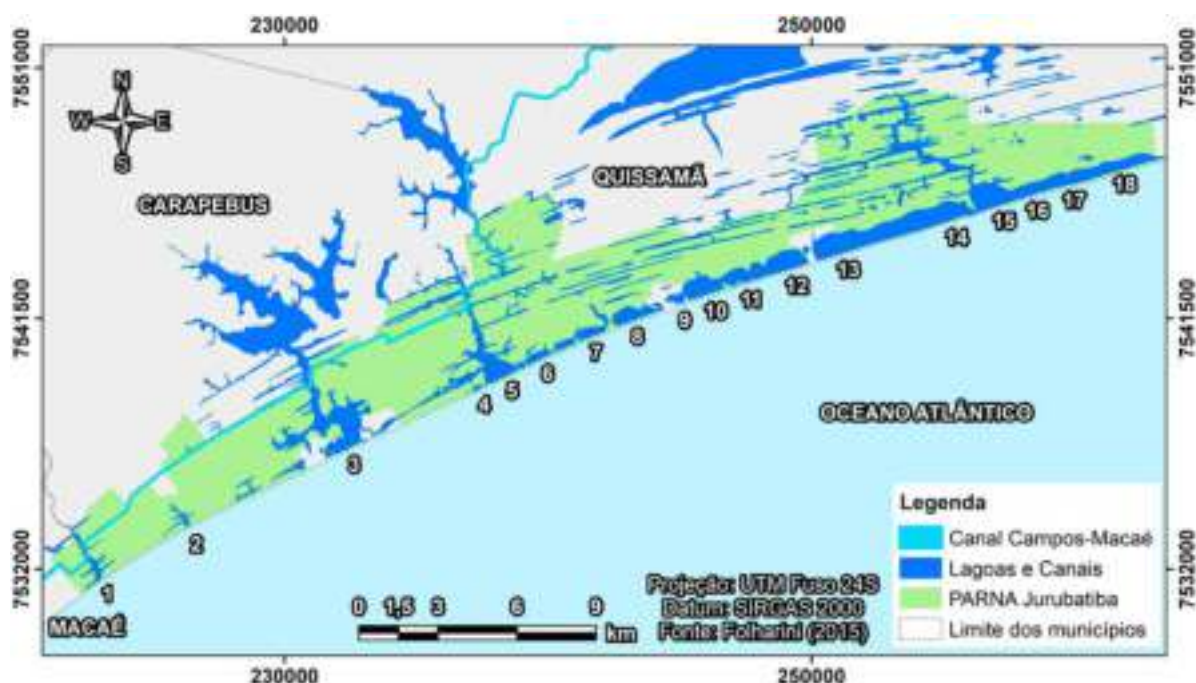


Figura 5. Mapa do PNRJ, evidenciando as lagoas e os canais em seu interior (adaptado de ICMBio, 2007). Lagoas: 1- Cabiúnas; 2- Comprida; 3- Carapebus; 4- Encantada; 5- Paulista; 6- Amarra Boi; 7- Bezerra; 8- Garça; 9- Piripiri I; 10- Piripiri II; 11- Maria Menina; 12- Robalo; 13- Visgueiro; 14- Pires; 15- Preta; 16- Casa Velha; 17- Barrinha; 18- Ubatuba.

3. CONDIÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS

As AUs do PNRJ apresentam uma ampla variação das condições físico-químicas, devido ao forte dessecamento nos períodos de abril a setembro e ao aumento da pluviosidade no período de outubro a março. A temperatura nas AUs varia entre 19 °C e 36 °C e a profundidade oscila entre 0,1 e 2,9 m. Em função de sua proximidade com o mar, a salinidade pode variar entre 0 e 148 por causa da influência do spray marinho, cunha salina e do lençol freático (Enrich-Prast *et al.*, 1998). A coloração da água varia de transparente a marrom avermelhada. Essa variação na coloração ocorre devido à presença de compostos fúlvicos e húmicos provindos da decomposição incompleta da matéria orgânica. A concentração de carbono das AUs da restinga varia de aproximadamente 2 mg/L (águas mais claras) a valores acima de 200 mg/L (águas mais escuras) (Nova *et al.*, 2021; Suhett *et al.*, 2013). A presença desses ácidos fúlvicos e húmicos também influencia a variação de pH (entre 2-9). A concentração de nutrientes da água apresenta uma variação de fósforo total entre 0,0 e 1041 µg/L e de nitrogênio total entre 0,4 e 99,0 mg/L. A saturação de oxigênio dissolvido na água varia acentuadamente entre 2,4 e 208,0 %. A concentração de clorofila varia entre 0,0 e 213,8 µg/L (Araújo, 2016).

4. VEGETAÇÃO DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA

Araujo *et al.* (1998) classificaram e descreveram dez diferentes comunidades vegetais no PNRJ:

1. vegetação (ou formação) halófila-psamófila reptante;
2. vegetação (ou formação) arbustiva densa/fechada de pós praia;
3. vegetação de moitas abertas de *Palmae* (ou formação arbustiva aberta de *Palmae*);
4. vegetação de moitas abertas de *Clusia* (ou formação arbustiva de *Clusia*);
5. vegetação de moitas abertas de *Ericaceae* (ou formação arbustiva de *Ericaceae*), atualmente denominada formação arbustiva inundável (Montezuma & Araujo, 2007);
6. floresta da cordilheira arenosa (ou mata de cordão arenoso);
7. floresta (ou mata) periodicamente inundada;
8. floresta (ou mata) permanentemente inundada;
9. pântano-herbáceo (ou formação herbácea brejosa); e
10. vegetação aquática.

Fontella-Pereira *et al.* (2010) as descreveram sucintamente e apresentaram uma nomenclatura semelhante para cada uma dessas comunidades vegetais do parque, além de citarem inúmeros estudos botânicos realizados no local.

A proximidade em relação à atual linha de praia e pequenas variações topográficas, condicionando a maior ou menor influência da elevação do lençol freático, são variáveis determinantes para o estabelecimento e manutenção dessas comunidades. Com base na classificação de Araujo *et al.* (1998), Caris *et al.* (2013) produziram um mapa de uso e cobertura do solo do parque, incluindo uma faixa de 10 km em seu entorno. Embora não tenha sido possível, por uma questão de escala, discriminar algumas das comunidades descritas, esse mapa apresenta a distribuição das principais comunidades. Mais recentemente, Lira (2020) realizou um levantamento bibliográfico sobre a caracterização das vegetações do parque e mapeou a área com imagens de maior resolução espacial, conseguindo diferenciar áreas com vegetação mais densa e esparsa (Figura 6).

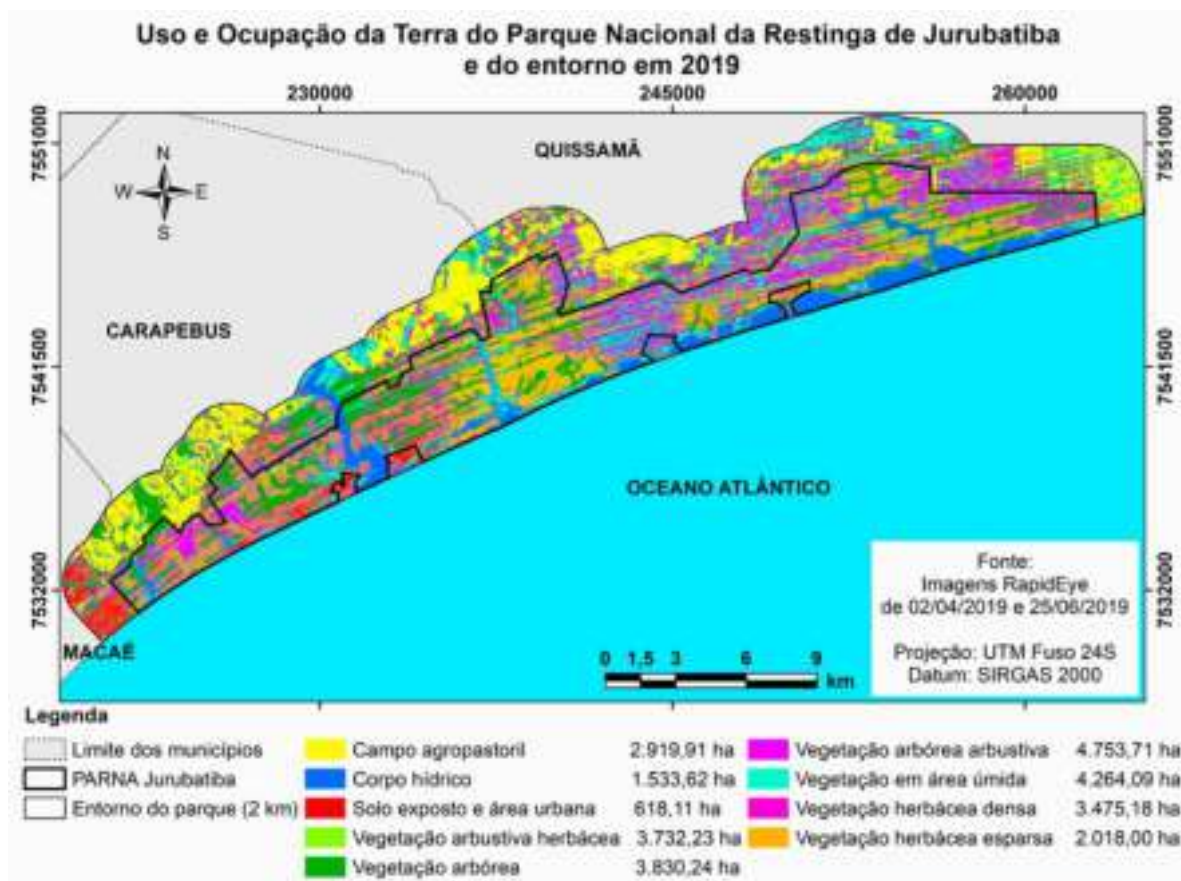


Figura 6. Mapa de uso e cobertura do solo do PNRJ e entorno (adaptado de Lira, 2020).

4.1 As áreas úmidas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba

As AUs do PNRJ são caracterizadas por servirem de proteção para espécies ameaçadas e migratórias. A diversidade de espécies varia de acordo com a história geológica desses ambientes, que define as conexões hidrológicas (perenes ou temporárias) entre diferentes corpos d'água, como rios, lagoas, poças e o mar. Dessa forma, as chuvas permitem a formação de redes de interações de metapopulações e metacomunidades. Essas interações favorecem a manutenção da diversidade biológica regional, uma vez que as pequenas AUs funcionam como berçários de táxons especializados e endêmicos, que migram para ecossistemas maiores. Esses ecossistemas estão inseridos na Macrorregião Ambiental 5 do Estado do Rio de Janeiro, a qual concentra a maior quantidade de lagoas dentre as macrorregiões. A maioria desses ambientes se encontra na faixa litorânea e muitas estão interligadas por uma malha de canais artificiais. Além da preservação ambiental, a região mantém viva a cultura de comunidades tradicionais pesqueiras, concentra grande quantidade de atividades de pesquisa e fomenta o ecoturismo (Lira, 2020).

A vegetação das AUs costeiras do PNRJ apresenta diferentes comunidades de árvores, arbustos e herbáceas. A classificação preliminar desses ambientes foi realizada por Lira (2020) para o detalhamento até o nível de macro-habitat. Na área estudada,

15.093 ha (54 %) são de AUs, que podem ser diferenciadas em: Formação arbustiva inundável (fitofisionomias de Humiria, Clusia, Bonnetia, e de brejo herbáceo), Formações arbustiva-herbáceas em AUs (pântano-herbáceo / herbácea brejosa), Formações florestais (florestas periodicamente e permanentemente inundada, e na cordilheira arenosa), corpos hídricos (lagoas, lagoas, poças e canais) e pastagens em AUs no entorno do PNRJ (Figura 7).

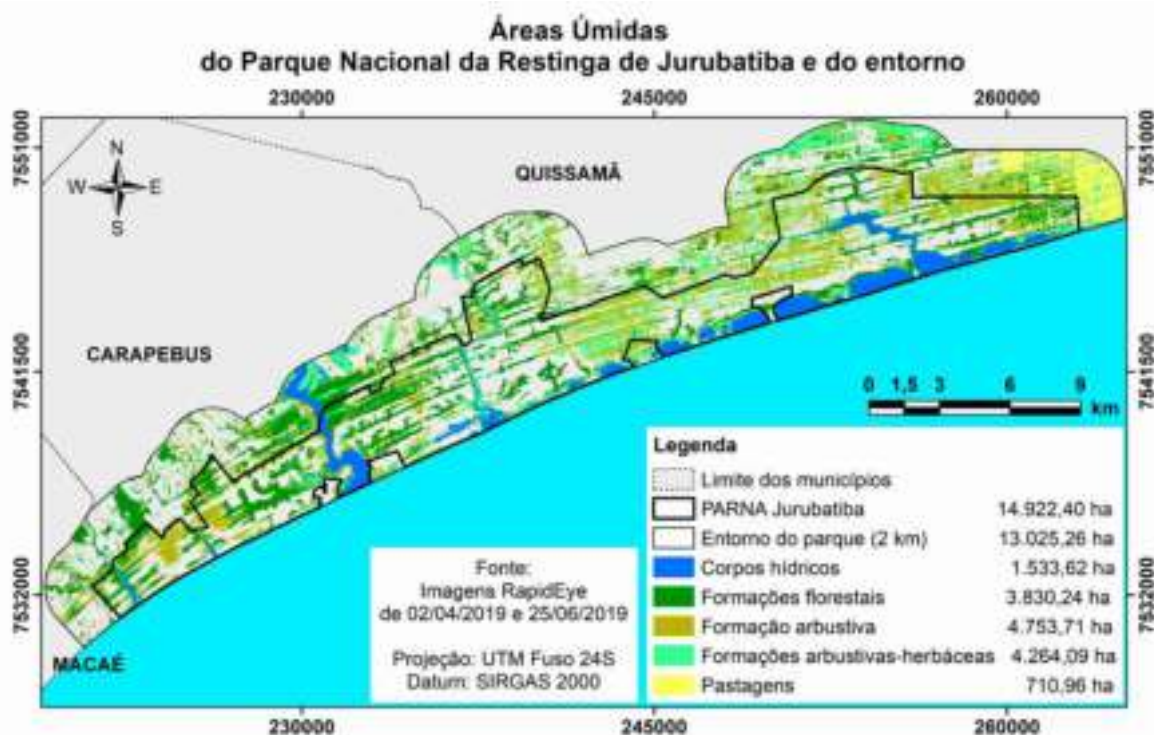


Figura 7. Mapa preliminar de AUs do PNRJ e de seu entorno (adaptado de Lira, 2020).

4.2 Espécies vegetais e assembleias importantes para a conservação

Pelo menos duas espécies arbóreas das matas alagadas/alagáveis estão na Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção, segundo a Portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022: *Euterpe edulis* (conhecida como juçara ou palmitero) e *Tabebuia cassinoides*, ambas vulneráveis (VU). Embora tenham sido amplamente exploradas no passado, nas áreas que hoje compõem o PNRJ, essas duas espécies estão atualmente entre as mais importantes na estrutura das florestas pantanosas locais, com populações com alta densidade. Outras duas espécies cuja madeira possui importância comercial são o pau-pombo (*Tapirira guianensis*) e o guanandi (*Calophyllum brasiliense*), com os maiores valores de importância fitossociológica nas matas periodicamente alagáveis (JBRJ, 2020; Kurtz *et al.*, 2013).

Nas lagoas podem ser encontradas taboas (*Typha domingensis*), juncos (*Eleocharis fistulosa*, *Eleocharis equisetoides* e *Eleocharis mutata*), lírios-d'água (*Nymphaea pulchealla*, *Nymphaea amazonum*, *Nymphaea lingulata* e *Nymphaea rudgeana*), soldadela

d'água (*Nymphoides indica*). Além de espécies submersas, como os “lodos” *Utricularia foliosa*, *Utricularia gibba*, *Utricularia olivacea* e *Utricularia poconensis* (Campos, 2015). A espécie *Sagittaria lancifolia* está na Lista da Flora Ameaçada do Ministério do Meio Ambiente (specieslink).

4.3 Espécies invasoras exóticas e ervas daninhas ambientais

São escassas as informações sobre plantas exóticas invasoras nas lagoas costeiras e AUs do PNRJ. Nas florestas pantanosas, foram observados pouquíssimos indivíduos da espécie africana *Elaeis guineensis* (dendê), que não parece se comportar localmente como invasora (B.C. Kurtz, obs. pess.). De acordo com informações do Dr. Rodrigo Lemes Martins, do Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade (NUPEM/UFRJ), também podem ocorrer nessas florestas outras espécies alóctones, como *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. (sabiá), *Casuarina* sp. (casuarina), *Eucalyptus* sp. (eucalipto) e *Musa paradisiaca* (bananeira).

A espécie aquática *Pentodon pentandrus* (Rubiaceae) é considerada exótica, sendo originária da África (Paz & Bove, 2007). Araujo (2020) identificou espécies não nativas de gramíneas (monocotiledônea, Poaceae) que foram registradas (1/3 do total inventariado) às margens das lagoas costeiras: *Cynodon dactylon*, *Dactyloctenium aegyptium*, *Digitaria fuscescens*, *Digitaria insularis*, *Eleusine indica*, *Eragrostis ciliaries*, *Eragrostis tenuifolia*, *Megathyrsus maximus*, *Melinis repens*, *Urochloa arrecta*, *Urochloa brizantha*, *Urochloa decumbens*, *Urochloa distachya*, *Urochloa humidicola* e *Urochloa plantaginea*.

5. FAUNA E ESPÉCIES IMPORTANTES PARA CONSERVAÇÃO

A fauna das AUs costeiras do PNRJ está associada a vários tipos de vegetação e a lagoas, brejos e pequenos ecossistemas (tanques) formados nas bainhas das folhas de bromélias e outras estruturas vegetais capazes de acumular água e matéria orgânica (fitotelmata). Nesses ecossistemas, podemos encontrar espécies da fauna já extintas em outras restingas do estado do Rio de Janeiro e do Brasil e espécies ameaçadas de extinção.

A diversidade de lagoas e brejos favorece a presença de diversas espécies de aves locais e migratórias, aquáticas e terrestres, como o gavião-caramujeiro (*Rostrhamus sociabilis*), jacanã (*Jacana jacana*), mergulhão (*Tachybaptus dominicus*), frangos-d'água (*Porphyrio martinica*), irerê (*Dendrocygna viduata*), entre outras (Campos, 2015).

Algumas espécies já foram designadas como extintas em outras restingas brasileiras, mas permanecem ocorrendo no PNRJ. O pequeno crustáceo *Diaptomus azureus* foi encontrado e descrito como espécie nova nas lagoas Comprida e Jurubatiba. Outro exemplo são duas espécies de borboletas, *Parides ascanius* e *Mimoides lysithous harrisianus* (Campos, 2015).

De acordo com o Plano de Manejo (ICMBio, 2007), pelo menos 417 espécies de animais ocorrem nas diferentes fitofisionomias do PNRJ (23 mamíferos, 96 aves, 18 répteis, 10 anfíbios e 270 lepidópteros). Entretanto, a análise dos levantamentos que embasaram o referido plano (Rocha *et al.*, 2004) indica que o esforço amostral para alguns grupos (e.g., anfíbios e aves) foi reduzido nas florestas pantanosas. Assim, com ocorrência confirmada nessas florestas, têm-se oito espécies de mamíferos, 13 de aves, duas de répteis (B.C. Kurtz, obs. pess.), duas de anfíbios e 118 de mariposas e borboletas. Entretanto, esses números devem ser significativamente maiores para esses e outros grupos taxonômicos, com muitas espécies usando as florestas pantanosas pelo menos em parte de suas atividades.

Espécies endêmicas de anfíbios das restingas do estado do Rio de Janeiro são representadas por *Rhinella pygmaea*, *Cnemidophorus littoralis* (lagarto-da-cauda-verde) e *Liolaemus lutzae* (lagartixa-da-areia). Carmo *et al.* (2019) identificaram espécies que se destacam, segundo os dados da IUCN: *Pseudopaludicola restinga* (não avaliado), *Chiasmocleis lacrimae* (ameaçada), *Chthonerpeton braestrupi* (dados deficientes).

A espécie *Caiman latirostris* (jacaré-de-papo-amarelo) tem sua população drasticamente reduzida na região Norte Fluminense, devido à caça (Bonatto, 2019).

Araújo (2020) registrou que cerca de 1/5 dos peixes identificados são espécies não nativas marinhas e de água doce: *Coptodon rendalli* (tilápia), *Cichlasoma dimerus* (cará), *Metynnis lippicottianus* (pacu-cd), *Hoplerythrinus unitaeniatus* (jeju) e *Hoplosternum littorale* (tamboatá).

O rato-de-espinho, *Trinomys eliasi*, com ocorrência nas florestas pantanosas do PNRJ, encontra-se Vulnerável (VU), de acordo com a Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (Portaria MMA no 444, de 17 de dezembro de 2014). O jaguarundi, *Puma yagouaroundi*, e a onça-parda, *P. concolor*, ambos Vulneráveis, foram recentemente registrados em armadilha fotográfica, na borda da floresta pantanosa do PNRJ.

6. USO DA TERRA E DA ÁGUA, E PROBLEMAS AMBIENTAIS RELACIONADOS

A chegada da Petrobras, no final da década de 70, favoreceu o crescimento industrial da região, trazendo várias empresas subsidiárias, fornecedoras de equipamentos e prestadoras de serviços. Atualmente, há atividade pesqueira de subsistência tradicional nas lagoas, organizada em uma associação, pastagem, agroindústrias canaveira, de coco e a pecuária leiteira e de corte, o cultivo de maracujá, abacaxi e outras frutas. Também há um importante complexo de petróleo e gás, e sua cadeia produtiva está presente próximo das AUs, inclusive de um canal que atravessa o complexo industrial e vai até uma lagoa. O abastecimento de água ocorre através da rede geral de distribuição ou poços e/ou nascentes, ou corpos d'água (rios e lagoas), fornecendo esse recurso para domicílios (Campos, 2015; ICMBio, 2007).

Os impactos às lagoas estão relacionados à expansão residencial irregular em área de inundação de suas margens e, conseqüentemente, a drenagem de brejos para essas ocupações. Portanto, há eutrofização artificial desses ecossistemas causada pelo despejo de efluentes residenciais não tratados e aberturas artificiais das barras arenosas, que separam as lagoas e o mar, reduzindo o nível de água e introduzindo espécies marinhas nas lagoas. Também relacionadas a esses ambientes estão as ameaças das atividades de pesca ilegal e caça do jacaré-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*) (Campos, 2015).

O PNRJ foi criado em 1998 e, desde então, seus ecossistemas contam com a proteção legal dada pelo ato de sua criação. Anteriormente a isso, as florestas pantanosas locais foram intensamente usadas, principalmente para aquisição de lenha para uso nas usinas de cana-de-açúcar da região, olarias, padarias e residências. Algumas espécies arbóreas foram exploradas para fins específicos: e.g., *Euterpe edulis*, para extração de palmito; *Tabebuia cassinoides* e *Calophyllum brasiliense*, pela madeira. O PNRJ apresenta mais de 90% da sua área recoberta por vegetação nativa e corpos d'água. No seu entorno (excluindo-se o mar) prevalece a agricultura (e.g., cana-de-açúcar e coco) e pastos, somando pouco mais de 70% do uso da terra; 6,8% são ocupados por corpos d'água. Também ocorrem algumas áreas urbanas (2,1%) (Caris *et al.*, 2013; ICMBio, 2007; Kurtz, 2009).

A destruição da vegetação por incêndios de origem criminosa representa uma verdadeira catástrofe ecológica, na qual a fauna também é impactada. Para a recuperação da área afetada, é necessário que o processo de sucessão ecológica se inicie praticamente do seu estágio inicial, podendo demorar mais de um século até o restabelecimento de comunidades semelhantes às aquelas originalmente existentes. Ademais, a área é propensa a ser colonizada por espécies exóticas. Outro tipo de impacto na vegetação é a extração de madeira recorrente na região para a produção de carvão. Além disso, a presença de animais, como porcos, gado e cavalos, destrói a vegetação e as margens das lagoas, e, por consequência, a fauna também (Caris *et al.*, 2013).

As florestas pantanosas são ambientes extremamente frágeis e particularmente sensíveis a alterações no regime de inundação, incluindo a abertura artificial da barra das lagoas do PNRJ. Como grande parte do sistema hidrológico da região drena para o parque, qualquer contaminação por esgotos domésticos, defensivos químicos e/ou fertilizantes, nas áreas de entorno, pode comprometer a integridade do seu lençol freático. Já o rebaixamento do lençol freático em anos muito secos pode ressecar a turfa, aumentando o risco de incêndios. Outro risco potencial é a chegada de óleo ao litoral, a partir de vazamentos no mar. Se isso coincidir com a ocorrência de ressaca/maré de sizígia/vento maral, pode haver a entrada de óleo nas lagoas do PNRJ, afetando as florestas pantanosas mais próximas da linha de praia. Ventos extremos também podem ocasionar a queda generalizada de árvores, em função da instabilidade do solo turfoso (Kurtz, 2009; Kurtz *et al.*, 2013; Kurtz & Caris, 2017).

Por fim, é importante destacar a escassez de implementação de políticas públicas e de recursos financeiros para administração e gerenciamento do PNRJ, além da diminuta mão de obra qualificada para fiscalização e manutenção de infraestrutura (Caris *et al.*, 2013).

7. BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DAS ÁREAS ÚMIDAS DESCRITAS

Os serviços de provisionamento são o fornecimento de água potável para seres humanos, animais de criação e para agricultura, de madeira, junco, fibras e turfa, de produtos medicinais e de material genético. Os serviços regulatórios são o reabastecimento de águas subterrâneas, purificação/tratamento de água ou diluição de resíduos, controle de inundações, solos, sedimentos e retenção de nutrientes, estabilização da costa, da margem e proteção contra tempestades e regulamentação climática local. Os serviços culturais são atividades de estudo da natureza, lazer, turismo ambiental, rural e histórico, pesca de comunidades tradicionais, valores educacionais e estético (beleza cênica), e sistemas de conhecimentos importantes de relevância para pesquisas (Campos, 2015; Ferreira *et al.*, 2007; ICMBio, 2007).

As florestas pantanosas do PNRJ fornecem importante recurso alimentar, uma vez que 87% das espécies arbóreas apresentam dispersão zoocórica, por vertebrados. Também contribuem para a estabilidade dos solos turfosos e retenção de nutrientes. Esses dois compartimentos (floresta e solos turfosos) são importantes sumidouros de carbono, numa matriz constituída por formações arbustivas abertas de restinga e áreas antropizadas. Dado o quadro de destruição das florestas pantanosas nas baixadas fluminenses, podem fornecer material genético para programas de restauração. Algumas de suas espécies foram usadas na confecção de materiais didáticos para atividades em educação ambiental na região. Além disso, a beleza cênica do mosaico de vegetação do PNRJ é um atrativo para atividades de lazer e turismo ecológico (Araujo *et al.*, 1998; Caris *et al.*, 2013; Kurtz, 2009; Lopes & Bozelli, 2004).

8. A NOVA CLASSIFICAÇÃO DOS MACRO-HÁBITATS DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA E SUA POSIÇÃO NA CLASSIFICAÇÃO DAS AUS BRASILEIRAS

O PNRJ abriga ambientes aquáticos lênticos permanentes e temporários ao longo de uma planície de cordões arenosos. Em relação à massa de água desses ambientes, há uma ampla variação durante o ciclo sazonal por possuírem diferentes fontes de água que os abastecem (chuva, afloramento do lençol freático e conexão com rios e o mar). Por causa da complexidade hidrológica da região e de suas AUs, nos propomos a tratar o PNRJ

como Paisagem Úmida (PU) em nível de classe, de acordo com os parâmetros indicados no **Capítulo 1** deste livro.

Sistema: 1. AUs Costeiras

Subsistema: 1.4. AUs separadas do mar com nível de água variável

Subordem: PUs na beira mar

Classe: PU Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba - RJ

Unidades Funcionais: 6

Subclasses: 11

Macro-hábitats: 17

A classificação hierárquica dos macro-hábitats da PU costeira do PNRJ, de acordo com parâmetros hidrológicos e vegetais, pode ser estabelecida da seguinte forma:

Tabela 1. Classificação de macro-hábitats do PNRJ (adaptado de Lira, 2020).

Unidade Funcional	Subclasse	Macro-hábitat
1. Áreas permanentemente aquáticas		
	Águas paradas	
		1.1.1 Lagoas e poças de águas húmicas, doces ou com diferentes níveis de salinidade
	1.2 Águas correntes	
		1.2.1 Riachos naturais
2. Áreas periodicamente terrestres com dominância da fase aquática		
	2.1 Lagoas e poças	
		2.1.1 Lagoas e poças de águas claras ou húmicas, doces ou com diferentes níveis de salinidade
		2.1.2 Poças sem macrófitas aquáticas ou dominadas por <i>Lemna</i> , <i>Ruppia</i> , <i>Salvinia</i> , taboal <i>Thyphaceae</i> ou <i>Cyperaceae</i> <i>Eleocharis</i>
3. Áreas periodicamente terrestres com dominância da fase terrestre		
	3.1 Áreas sem ou com pouca vegetação	
		3.1.1 Poças em substrato arenoso
	3.2 Áreas cobertas com plantas herbáceas	
		3.2.1 Campos alagáveis
	3.3 Áreas cobertas com arbustos e árvores	

Continua...

		3.3.1 Poças dentro ou próximas de moitas
4. Áreas pantanosas		
	4.1 Áreas permanentemente alagadas	
		4.1.1 Matas alagadas dominadas por caixetal/pau-tamanco Tabebuia cassinoides
	4.2 Áreas periodicamente alagadas	
		4.2.1 Matas alagáveis com vegetação arbórea e arbustiva
		4.2.2 Formação Arbustiva Inundável (com predominância de Humiria)
		4.2.3 Formação herbácea brejosa dominado por quaresmeira-anã Pleroma urceolare e vegetação aquática mista
5. Áreas permanentemente terrestres		
	5.1 Áreas na linha da costa	
		5.1.1 Formações halófila-psamófila reptante e arbustiva densa de pós praia
	5.2 Áreas na planície	
		5.2.1 Formações arbustivas abertas de Palmae e <i>Clusia</i>
		5.2.2 Mata de cordão arenoso
6. Áreas antropogênicas		
	6.1 Áreas recentes	
		6.1.1 Canais de drenagem
		6.1.2 Reservatórios (tanques/bebedouros)
		Pastagens alagáveis

8.1 Descrição geral das principais subclasses e macro-habitats

8.1.1 Áreas permanentemente aquáticas

8.1.1.1 Águas paradas (subclasse 1.1)

Ambientes aquáticos lânticos costeiros de águas húmicas, doces ou com diferentes níveis de salinidade formados por represamento de rios de baixa ordem (lagoas perpendiculares à linha da costa), afloramento de lençol freático e/ou acúmulo de águas da chuva (lagoas paralelas e poças perenes). As profundidades máximas são de 3m aproximadamente. São ambientes com salinidade variável devido à influência marinha (spray marinho) ou eventos de conectividade (aberturas de barra naturais ou por ações antrópicas) e balanço hídrico. Apresentam águas húmicas em função do aporte de matéria orgânica da vegetação de restinga do entorno.

8.1.1.2 Águas correntes (subclasse 1.2)

Ambientes aquáticos lóticos, os riachos naturais são, majoritariamente, pequenos, meandrosos, de baixa ordem, de leito estreito, com baixa profundidade e com declividade média inferior a 3%. Além disso, a maioria deles está localizada externamente ao parque. Esses ambientes estão associados, principalmente, às lagoas perpendiculares à linha da costa. Ao modelar hidrologicamente a área do PNRJ (Figura 2), é possível observar quatro bacias hidrográficas, as quais extrapolam os limites do parque. O riachos, que se encontram fora do PNRJ, estão vulneráveis a diversas intervenções antrópicas, como lixiviação de atividades agropecuárias, desvios, represamentos e abertura de barras arenosas costeiras, que causam diversas modificações na dinâmica da sua rede de drenagem (Bidegain *et al.*, 2002; Campaneli & Molisani, 2019) com potencial, inclusive, para inverter o sentido da drenagem dos cursos d'água, promovendo alterações no volume de água superficial e subterrânea dessa região (E. A. Guimarães, não publicado). Devido à carência de estudos e às constantes alterações antrópicas, as informações são escassas sobre a atual conectividade desses riachos com outros corpos d'água.

8.1.2 Áreas periodicamente terrestres com dominância da fase aquática

8.1.2.1 Lagoas e poças (subclasse 2.1)

Ambientes aquáticos lênticos temporários de águas claras ou húmicas, doces ou com diferentes níveis de salinidade e de hidroperíodo variável (sazonais e quase-permanentes) formados principalmente pelo acúmulo de água da chuva. Por isso, podem apresentar profundidade média de 1m. Apresentam salinidade variável dependendo da proximidade com a linha da costa, águas húmicas (podendo chegar a 200 mg/L de carbono orgânico dissolvido) ou clara. As poças podem ser dominadas por vegetação aquática (comunidade vegetal 10) com um (*Lemna*, *Ruppia*, *Salvinia*, *Thyphaceae* ou *Cyperaceae* *Eleocharis*) ou mais gêneros de macrófitas aquática (Paz, 2007).

8.1.3 Áreas periodicamente terrestres com dominância da fase terrestre

8.1.3.1 Áreas sem ou com pouca vegetação (subclasse 3.1), Áreas cobertas com plantas herbáceas (subclasse 3.2) e Áreas cobertas com arbustos e árvores (subclasse 3.3)

Ambientes efêmeros, rasos, formados principalmente na estação chuvosa, possui águas claras a húmicas, com diferentes níveis de salinidade e tipos diversos de vegetação. Nas áreas sem ou com pouca vegetação aquática (comunidade vegetal 10), estão presentes poças em substrato arenoso, podendo apresentar ou não macrófitas aquáticas como: *Lemna*, *Salvinia*, *Nymphaeoides* ou *Nymphaea*. Nas áreas cobertas com plantas herbáceas, os campos alagáveis podem apresentar ou não macrófitas aquáticas como o gênero *Eleocharis*. Nas áreas cobertas com arbustos e árvores, as poças são formadas dentro ou próximas de moitas e de matas ciliares de lagoas, também podem

apresentar ou não a quaresmeira-anã *Pleroma urceolare* e macrófitas aquáticas como o gênero *Eleocharis*.

8.1.4 Áreas pantanosas

8.1.4.1 Áreas permanentemente inundadas (subclasse 4.1)

Mata (ou floresta) permanentemente inundada (comunidade vegetal 8) de águas húmicas com diferentes níveis de salinidade que se encontram mais próximas e conectadas às lagoas, com solo composto por maior concentração de matéria orgânica, está sujeita à inundação (10-15 cm de água) quase constante pelo lençol freático e apresenta um dossel aberto de 10 a 15 m de altura. A espécie arbórea dominante é o “pau-de-tamanco” ou “caixetal” (*Tabebuia cassinoides*), uma espécie decídua (Kurtz, 2009).

8.1.4.2 Áreas periodicamente inundadas (subclasse 4.2)

Matas (ou floresta) periodicamente inundadas (comunidade vegetal 7) de águas húmicas e doces a oligohalinas que ocorrem nas depressões entre cordilheiras arenosas em antigas áreas de lagoas e estão sujeitas ao afloramento do lençol freático durante a estação chuvosa. O dossel tem cerca de 20 m de altura, o estrato lenhoso no sub-bosque é esparsa e apresenta ervas, bromélias e camada espessa de serrapilheira sobre o solo. As árvores mais comuns são *Tapirira guianensis*, *Symphonia globulifera* e *Calophyllum brasiliense*. Ainda há muitos indivíduos da palmeira *Euterpe edulis* (Kurtz, 2009).

Formação arbustiva inundável (comunidade vegetal 5) de águas húmicas e doces a oligohalinas que ocorre em terreno mais baixo, com o substrato sendo inundado após fortes chuvas, resultante do afloramento do lençol freático. As moitas de diversos tamanhos são características pela espécie *Humiria balsamifera*. Entre as moitas, o solo é colonizado por densas gramíneas ou eriocauláceas e até pequenos arbustos. Em alguns locais, onde a inundação é praticamente o ano todo, as espécies *Bonnetia stricta*, *Protium icicariba* e *Clusia hilariana* se destacam. Umbelino (2008) diferenciou essa vegetação em quatro fitofisionomias: *Humiria*, *Clusia*, *Bonnetia* e Brejo herbáceo, destacando a importância das espécies dominantes para caracterização vegetal.

Formação herbácea brejosa (ou pântano-herbáceo) (comunidade vegetal 9) de águas húmicas e doces a oligohalinas que estão presentes nas depressões intercaladas às cristas de praia ou nas margens das lagoas, onde o solo orgânico é saturado e, de acordo com a estação do ano, pode estar encharcado ou extremamente seco. Dependendo desse grau de saturação hídrica, a composição florística da vegetação aquática (comunidade vegetal 10) varia, desde populações densas de taboa (*Typha domingensis*), onde o solo chega a ser inundado, até cobertura densa de ciperáceas. No meio das plantas herbáceas, pode-se encontrar, às vezes, espécies lenhosas baixas, como *Pleroma urceolare*, a quaresmeira-anã (anteriormente classificada como *Tibouchina urceolaris*).

8.1.5 Áreas permanentemente terrestres

8.1.5.1 Áreas na linha da costa (subclasse 5.1)

Formação (ou vegetação) halófila-psamófila reptante (comunidade vegetal 1), encontra-se perto da encosta da praia, geralmente assume larguras entre 5 e 10 m (às vezes cobrindo a cordilheira degradada) e cresce sobre a areia avançando em direção ao mar em época de mar mais calmo e que forma densos emaranhados.

Formação (ou vegetação) arbustiva densa/fechada de pós praia (comunidade vegetal 2), adjacente à anterior, ocupa solos ainda mais pobres em matéria orgânica, próximos à linha do mar e estrutura-se em moitas, dominadas por espécies do estrato rasteiro e arbustivo.

8.1.5.2 Áreas na planície (subclasse 5.2)

Formação arbustiva aberta de *Palmae* (ou vegetação de moitas abertas de *Palmae*) (comunidade vegetal 3), é dominada pela palmeira *Allagoptera arenaria* (“guriri”) com a presença de ervas e subarbustos crescendo na sombra das folhas desta, realizando o processo de regeneração e sucessão vegetal.

Formação arbustiva de *Clusia* (ou vegetação de moitas abertas de *Clusia*) (comunidade vegetal 4), é formada por ilhas de vegetação de diversos tamanhos, intercaladas por trechos de areia com vegetação esparsa. A *Clusia hilariana* (Clusiaceae), geralmente com até 5 m de altura, às vezes até 8 m, é a espécie arbustiva dominante. Ocorre em áreas mais elevadas dos depósitos marinhos com lençol freático, pelo menos 2 m abaixo da superfície do solo, onde a composição vegetal está exposta à maior deficiência hídrica e nutricional. Além disso, implicam adensamentos de vegetação circunscritos por areia nua (moitas esparsas) que apresentam apenas espécies herbáceas.

Mata de cordão arenoso (ou floresta da cordilheira arenosa) (comunidade vegetal 6), não possui influência do lençol freático, pois está em cordilheiras mais antigas e elevadas, e apresenta poucos remanescentes na área. O dossel atinge até 15 m de altura, com emergentes até 20 m. Não há estratos desenvolvidos no sub-bosque, provavelmente, devido à história de derrubadas das árvores de madeira considerada nobre e abertura de clareiras. Hoje em dia, existem poucos fragmentos dessa mata no PNRJ.

8.1.6 Áreas antropogênicas

8.1.6.1 Áreas recentes (subclasse 6.1)

Ambientes antropogênicos recentes de águas claras, húmicas ou turvas com diferentes níveis de salinidade foram construídos para diversas atividades econômicas. Os canais de drenagem têm a finalidade de reduzir o alagamento da região para atividades agropecuárias no entorno do PNRJ. O mais conhecido é o canal Campos-Macaé construído por escravos em 1861 para facilitar o escoamento da produção açucareira. Os reservatórios (tanques e bebedouros) de água têm a finalidade de auxiliar nas atividades rurais e controlar as enchentes. As pastagens alagáveis com predominância da fase terrestre são locais de criação de animais para atividades pecuárias.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os inventários de AUs são ferramentas importantes para formulação de políticas, visando à conservação e uso sustentável desses ambientes. A partir da produção e discussão de informações acerca das características ecológicas das AUs, os dados gerados nas pesquisas nesses ecossistemas proporcionam o planejamento de estratégias, intervenções e medidas de manejo para preservar as suas peculiaridades ambientais e seus inúmeros serviços ecossistêmicos. O sistema de classificação nacional de AUs, proposto por Cunha *et al.* (2015), considera as AUs costeiras em planícies arenosas, como as do PNRJ, como ecossistemas com pouca informação sobre sua classificação. Isso é devido à alta diversidade ambiental em relação à temporalidade e permanência hidrológica e o gradiente de salinidade - de águas doces a hipersalinas. Por isso, este trabalho foi desenvolvido para fazer jus à complexidade dessa paisagem. A proposta aqui desenvolvida foi de ampliar a chave de classificação pela classe *PU de Restinga (Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – RJ)*. Certamente, o número de AUs inventariadas tende a um aumento progressivo, pois contínuos esforços ainda são necessários para inventariar as AUs costeiras brasileiras e caracterizá-las em macro-hábitats, especialmente, em ecossistemas de restinga. Por isso, o sistema de classificação aqui apresentado pode ser ampliado e/ou alterado para incluir novas categorias e contemplar AUs costeiras localizadas em outros complexos ecológicos.

A PU do PNRJ apresenta uma vasta diversidade de macro-hábitats, que podem se conectar através da matriz arenosa, na qual são formados. Neste capítulo, a classificação proposta amplia o grau de detalhamento das AUs costeiras separadas do mar com diferentes variações do nível da água e tipos de vegetação. A descrição dos macro-hábitats está baseada nas características hidrológicas, físicas e químicas do solo e da água, e da estrutura vegetal. O novo sistema de classificação dos principais macro-hábitats do PNRJ tem como objetivo superar problemas como: (i) a falta de uma classificação mais detalhada para o bioma de Mata Atlântica, em especial, para o ecossistema de restinga; e (ii) o efeito de cinco séculos de impacto humano que continuamente altera as comunidades vegetais que, por sua vez, dificilmente serão recuperadas.

Ressalta-se que, por mais que o PNRJ esteja localizado em uma área protegida por lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, os ecossistemas de restinga estão constantemente pressionados pela ação antrópica. Sendo assim, é necessário que existam mais iniciativas de fomento de pesquisas para a ampliação do inventário de macro-hábitats costeiros, abrangendo os manguezais, as praias, os costões, as florestas e os campos alagáveis, as lagoas e as poças permanentes e temporárias.

AGRADECIMENTOS

Às/Aos colegas do grupo de pesquisa dos alunos do professor Reinaldo Luiz Bozelli do Laboratório de Limnologia/UFRJ: Anderson Luiz Vargas Ferreira, Fernanda Zucoloto Domingues, José Gabriel Melo da Cruz, Luisa Rodrigues dos Santos, Luiza Oliveira da Costa, Mariana Rodrigues Angelo de Oliveira, Matheus Vieira da Silva e Sorana Karenina Antonia Francisquini de Lima pelas contribuições nas discussões sobre a chave de classificação das AUs do PNRJ.

Aos órgãos de fomento Conselho Nacional de Pesquisa -CNPq (processos nos: 422024/2016 e PQ 306105/2014-4), Peld/CNPq Sítio RLac proc. 441927/2020-3 e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro – FAPERJ (CNE 234059/2017).

REFERÊNCIAS

Araujo, D. S. D., Scarano, F. R., Sá, C. F. C., Kurtz, B. C., Zaluar, H. L. T., Montezuma, R. C. M., & Oliveira, R. C. (1998). Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. In F. A. Esteves (Ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé* (pp. 37–62). NUPEM, UFRJ.

Araújo, L. R. (2016). Dinâmica de metacomunidades zooplancônicas de sistemas aquáticos costeiros continentais em um contexto de mudanças climáticas. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Araujo, M. P. (2020). Invasão por peixes (Teleostei) e gramíneas (Poaceae) em lagoas costeiras: um estudo de caso no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba [Universidade Federal do Rio de Janeiro]. https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/trabalhoConclusao/viewTrabalhoConclusao.jsf?popup=true&id_trabalho=10688283

Bidegain, P., Bizerril, C., & Soffiati, A. (2002). Lagoas do Norte Fluminense: perfil ambiental. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável - SEMADS.

Bonato, D. C. (2019). Cães domésticos no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Bozelli, R. L., Farias, D. S., Lima, S. K. F., Lira, R. T. S., Nova, C. C., Setubal, R. B., & Sodré, E. O. (2018). Pequenas áreas úmidas: importância para conservação e gestão da biodiversidade brasileira. *Diversidade e Gestão*, 2(2), 122–138. <https://itr.ufrj.br/diversidadeegestao/edicao-atual/>

Braga, F. F. (2020). Reconstituição histórico-geográfica da área central do Rio de Janeiro: o passado e o presente. *Revista Humboldt*, 1(1), 27p.

Campaneli, L. B., & Molisani, M. M. (2019). Revisão histórica sobre o estado trófico de lagoas costeiras do estado do Rio de Janeiro. *Essentia*.

Campos, R. (2015). Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Ed. Íris Gráfica. <https://issuu.com/arthurfroes/docs/parquenacionalrestingajurubatiba>

Caris, E. A. P., Kurtz, B. C., Cruz, C. B. M., & Scarano, F. R. (2013). Vegetation cover and land use of a protected coastal area and its surroundings, southeast Brazil. *Rodriguesia*, 64(4), 747–755. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602013000400006>

Carmo, L. F., Miguel, I. R., Pinna, P. H., Fernandes, D. S., & Woitovicz-Cardoso, M. (2019). Amphibians of the Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, a sandy coastal environment in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 19(2). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0727>

- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J., & Thomaz, S. M. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 9–26. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9154-6>
- Conceição, A. F., Folharini, S. O., Andrade, R. G., & Furtado, A. L. S. (2016). Dinâmica de uso e cobertura das terras no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e sua zona de amortecimento-RJ. V SIGA Ciência (Simpósio Científico de Gestão Ambiental).
- CPRM. (2022). Serviço Geológico do Brasil. <https://geosgb.cprm.gov.br/geosgb/downloads.html>
- Cunha, C. N., Piedade, M. T. F., & Junk, W. J. (2015). Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macro-habitats. EdUFMT. <http://cppantanal.org.br/wp-content/uploads/2017/04/E-book-Classificacao-e-Delineamento-das-AUs.pdf>
- Enrich-Prast, A., Bozelli, R. L., Esteves, F. A., & Meirelles, F. P. (1998). Lagoas costeiras da restinga de Jurubatiba: descrição de suas variáveis limnológicas. In F. A. Esteves (Ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé (RJ)* (pp. 245–253). RiMa.
- Enrich-Prast, A., Bozelli, R. L., Esteves, F. A., & Meirelles, F. P. (2004). Lagoas costeiras da restinga de Jurubatiba. In C. F. D. Rocha, F. A. Esteves, & F. R. Scarano (Eds.), *Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação* (1st ed., pp. 245–253). Ed. RiMa.
- Esteves, F. A. (1998). *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)* (1st ed.). NUPEM, UFRJ.
- Esteves, F. A. (2011). Do índio goitacá à economia do petróleo uma viagem pela história e ecologia da maior restinga protegida do Brasil. (1st ed.). Ed. Essentia.
- Esteves, F. A., Caliman, A., Santangelo, J. M., Guariento, R. D., Farjalla, V. F., & Bozelli, R. L. (2008). Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 967–981. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500006>
- Ferreira, M. I. P., Terra, G. S., Moraes, G. P., Mello, D. S., & Santos, N. M. (2007). Valoração econômica de impactos ambientais de dutos de efluentes em UCs – Estudo de caso do PARNA Jurubatiba. In A. Bager (Ed.), *Áreas Protegidas: Repensando as escalas de atuação* (pp. 49–62).
- Fontella-Pereira, J., Costa, A. F., Bove, C. P., Araujo, D. S. D., Senna-Vale, L., Konno, T. U. P., & Esteves, V. G. L. (2010). Flórlula do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. *Arquivos Do Museu Nacional*, 68(3–4), 147–162.
- Gregory, K. J., & Walling, D. E. (1968). The variation of drainage density within a catchment. *Hydrological Sciences Journal*, 13(2), 61–68. <https://doi.org/10.1080/02626666809493583>
- Horton, R. E. (1945). Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, 56, 275–370. [https://doi.org/https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1945\)56\[275:EDOSAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2)
- IBGE. (2016). *Arranjos Populacionais e Concentrações Urbanas do Brasil* (2ª).
- ICMBio. (2007). *Plano de Manejo do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba* (p. 670).
- INEA. (2014). Nº 3 Zoneamento Ecológico-Econômico Costeiro do Estado do Rio de Janeiro. *Boletim Águas & Território*, 1–5. <http://www.inea.rj.gov.br/publicacoes/publicacoes-inea/boletim-aguas-e-territorio/>
- JBRJ. (2020). *Flora do Brasil*. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J. M., & Wittmann, F. (2011). A classification of major naturally-occurring amazonian lowland wetlands. *Wetlands*, 31(4), 623–640. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>
- Kirpich, T. P. (1940). Time of Concentration of Small Agricultural Watersheds. *Journal of Civil Engineering*, 10(6), 362p.
- Kurtz, B. C. (2009). *Fitogeografia e fitossociologia do componente arbóreo de florestas pantanosas de restinga no norte-fluminense*. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO.
- Kurtz, B. C., & Caris, E. A. P. (2017). Plantas terrestres especiais. In S. O. F. Lima (Ed.), *Atlas de sensibilidade ambiental ao óleo: caracterização ambiental, regional da Bacia de Campos, Atlântico Sudoeste* (Vol. 9, pp. 159–167). Elsevier.

- Kurtz, B. C., Gomes, J. C., & Scarano, F. R. (2013). Structure and phytogeographic relationships of swamp forests of Southeast Brazil. *Acta Botanica Brasílica*, 27(4), 647–660. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062013000400002>
- Lewinsohn, T., & Prado, P. I. (2002). *Biodiversidade Brasileira: Síntese do Estado Atual do Conhecimento*. (3ª). Editora Contexto.
- Lira, R. T. S. (2020). *Classificação de áreas úmidas e análise temporal de ocupação e uso das terras por Sensoriamento Remoto*. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Lopes, A. F., & Bozelli, R. L. (2004). *Fichas dos seres: Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba* (Vol. 2). Programa de Pós-Graduação em Ecologia - UFRJ.
- Maltchik, L., Caleffi, V., Stenert, C., Batzer, D. P., Piedade, M. T. F., Junk, W. J., & Junk, W. J. (2018). Legislation for wetland conservation in Brazil: Are existing terms and definitions sufficient? *Environmental Conservation*, 45(3), 301–305. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000522>
- Martin, L., Suguio, K., & Flexor, J. M. (1993). As flutuações de nível do mar durante o quaternário superior e a evolução geológica de “deltas” brasileiros. *Boletim IG-USP. Publicação Especial*, 0(15), 01. <https://doi.org/10.11606/issn.2317-8078.v0i15p01-186>
- Miller, V. C. (1953). A quantitative geomorphic study of drainage basin characteristics in the Clinch mountain area, Virginia and Tennessee. Office of Naval Research, Project NR 389-042, Technical Report 3, Columbia University, New York.
- Montezuma, R. C. M., & Araujo, D. S. D. (2007). Estrutura Da Vegetação De Uma Restinga Arbustiva Inundável No Parque Nacional Da Restinga Inundável De Jurubatiba, Rio De Janeiro. *PESQUISAS, BOTÂNICA*, 1(58), 157–176.
- Naranjo, L. G. (1995). An evaluation of the first inventory of South American wetlands. *Vegetatio*, 118, 125–129. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00045194>
- Nova, C. C., Rocha, A. M., Branco, C. W. C., & Bozelli, R. L. (2021). New insights on the relation between zooplankton and humic substances in tropical freshwater ecosystems. *Anais Da Academia Brasileira de Ciencias*, 93(4), 19p. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120190409>
- Oliveira, R. C. de. (2000). *Estrutura do componente arbóreo da mata periodicamente inundada do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil [Dissertação de mestrado]*. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Paz, J., & Bove, C. P. (2007). Hidrófitas Vasculares da Lagoa de Carapebus, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 5, 495–497.
- Rocha, C. F. D., Bergallo, H. G., Alves, M. A. S., & Sluys, M. V. (2004). A restinga de Jurubatiba e a conservação dos ambientes de restinga do estado do Rio de Janeiro. In C. F. D. Rocha, F. A. Esteves, & F. R. Scarano (Eds.), *Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação* (pp. 341–352).
- Santos, M. C. dos, Machado, L. R., Moraes, M. L. de, & Silva, F. de A. P. da. (2015). Manejo de lagoas costeiras –estabelecendo normas e procedimentos para abertura artificial da barra de areia em uma lagoa do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA Jurubatiba). *Revista de Engenharias Da Faculdade Salesiana*, 18–25. <http://www.fsma.edu.br/si/sistemas.html18>
- Soffiati, A. (1998). Aspectos históricos das lagoas do norte do estado do Rio de Janeiro. In F. A. Esteves (Ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé* (RJ) (1st ed., pp. 1–35). NUPEM, UFRJ.
- Suhett, A. L., Amado, A. M., Meirelles-Pereira, F., Scofield, V., Jacques, S. M. de S., Laque, T., & Farjalla, V. F. (2013). Origin, concentration, availability and fate of dissolved organic carbon in coastal lagoons of the Rio de Janeiro State. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(3), 326–340.
- Umbelino, L. F. (2008). *Fitossociologia e variabilidade espacial e temporal da superfície freática de solos de uma formação vegetal de restinga, Carapebus, RJ*. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Xu, T., Weng, B., Yan, D., Wang, K., Li, X., Bi, W., Li, M., Cheng, X., & Liu, Y. (2019). Wetlands of international importance: Status, threats, and future protection. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(10). <https://doi.org/10.3390/ijerph16101818>

CAPÍTULO 5

ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS BRASILEIRAS: SITUAÇÃO DO CONHECIMENTO CIENTÍFICO E RECOMENDAÇÕES PARA SUA GESTÃO, PROTEÇÃO E CONSERVAÇÃO

Yara Schaeffer-Novelli^{1,2} Elaine Bernini³,
Frederico Lage-Pinto³ e Armando Soares dos Reis-Neto²

¹ Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, Cidade Universitária, São Paulo, SP, Brasil.

² Instituto BiomaBrasil, Rua da Aurora, 295, Sala 502, CP 487, 50050-901, Recife, PE, Brasil.

³ Departamento de Engenharia e Meio Ambiente, Centro de Ciências Aplicadas e Educação, Universidade Federal da Paraíba, Campus IV, Rua da Mangueira, s/n, 58297-000, Rio Tinto, PB, Brasil.

RESUMO

As áreas úmidas (AUs) costeiras são ecossistemas de transição entre as terras emersas e as zonas costeira e oceânica, todas com alta produtividade biológica e rica biodiversidade. Estas estão intimamente associadas a dinâmicas físico-químicas ambientais, incluindo complexas interações com as variáveis biológicas, meteorológicas e oceanográficas. Os domínios costeiro-marinhos abrigam ecossistemas considerados dentre as Áreas Úmidas, como dunas, restingas, praias arenosas, costões rochosos, lagoas, estuários, marismas, manguezais e recifes de coral, abrigando espécies de flora e fauna, muitas delas endêmicas e até ameaçadas de extinção. Os ecossistemas costeiros, a despeito de suas importâncias ecológicas e sociais, se encontram sob fortes pressões, desde as de origem natural como as de fontes antrópicas. As mudanças climáticas são capazes de intensificar riscos ambientais e amplificar eventos climáticos extremos e riscos de ordens diversas. A Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros – ReBentos, com o objetivo de estabelecer indicadores para caracterizar as alterações das mudanças do clima sobre os ambientes bentônicos costeiros, sistematizou uma série de protocolos mínimos, apresentados neste capítulo.

Palavras-chave: áreas úmidas costeiras brasileiras, domínios bentônicos marinhos, impactos naturais e antrópicos, protocolos sobre indicadores das mudanças do clima.

ABSTRACT

Brazilian Coastal Wetlands: Management, Protection, Conservation, and Scientific Knowledge – Coastal wetlands are transition ecosystems between terrestrial and coastal areas with high biological productivity and biodiversity. They are tightly associated to environmental physicochemical dynamics, which includes biological, meteorological, and oceanographic variables. The coastal-marine domains encompass wetlands such as dunes, restingas, sandy beaches, rocky shores, lagoons, estuaries, salt marshes, mangroves, and coral reefs, in which endemic and threatened fauna and flora may live. Despite their ecological and social relevance, coastal ecosystems are under severe natural and anthropic pressure. Climate changes can amplify environmental risks and extreme climatic and weather events, among others. This chapter displays a series of baseline protocols aiming at establishing indicators of climate change on coastal and marine benthonic environments systematized by the ReBentos network.

Keywords: brazilian coastal wetlands, marine benthonic domains, natural and anthropic impacts, climate change indicators' protocols.

INTRODUÇÃO

Áreas Úmidas (AUs) costeiras naturais, permanentes ou temporárias, são ecossistemas em ambientes de águas doce, salobra e salgada, sob influência direta do regime de marés, de intrusões salinas ou de deposição atmosférica de substâncias marinhas, dissolvidas ou particuladas (salsugem), ou de diásporas do oceano (Junk *et al.*, 2013).

O Brasil possui uma das maiores extensões litorâneas do mundo, com cerca de 10.800 km de costa banhada pelo Oceano Atlântico. Ao longo desse litoral os ambientes costeiros e marinhos são extraordinariamente diversos, desde a foz do Rio Oiapoque/AP (04°52'45" N) até a foz do Rio Chuí/RS (33°45'10" S). Essa extensa amplitude latitudinal apresenta grande variação climática, geomorfológica e oceanográfica. Na faixa da terra emersa, a zona costeira está em contato com os biomas Amazônia e Mata Atlântica, em maior extensão; Caatinga, Cerrado e Pampa em menores extensões (Prates *et al.*, 2012).

Os domínios bentônicos costeiro-marinhos abrigam ecossistemas considerados dentre as AUs, como dunas, restingas, praias arenosas, costões rochosos, lagunas, estuários, marismas, manguezais e recifes de coral, abrigando espécies de flora e fauna, muitas delas endêmicas, e até espécies ameaçadas de extinção.

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2019) classificou, como Sistema Costeiro-Marinho brasileiro, a grande variedade de ecossistemas ao longo da costa, desde os tropicais equatoriais até os temperados quentes. Na porção terrestre, esse sistema é determinado pelas características do solo (geologia e geomorfologia) e vegetação, enquanto na zona marinha compreende, além do mar territorial, a plataforma continental marinha e a Zona Econômica Exclusiva (ZEE) e, ainda, as áreas em torno do Atol das Rocas, dos arquipélagos de Fernando de Noronha e de São Pedro e São Paulo e das ilhas de Trindade e Martin Vaz (Prates *et al.*, 2012).

1. CLASSIFICAÇÃO ATUALIZADA DAS AUS COSTEIRAS BRASILEIRAS

A proteção das AUs, bem como de seus ciclos hidrológicos, vinha sendo negligenciada no contexto do arcabouço legal brasileiro devido ao argumento da inexistência dos respectivos delineamentos e definições. Atendendo às demandas, cientistas sob a coordenação do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU) compilaram informações como subsídios para a elaboração de uma primeira classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macro-hábitats, cuja versão em português foi publicada por Junk *et al.* (2015). Aquele primeiro passo galgou novos patamares na política brasileira rumo a uma complementação da proteção das AUs nacionais como ao seu manejo sustentável trazendo, com ainda maior base científica, a primeira classificação das AUs brasileiras.

A presente classificação, atualizada, foi adaptada aos padrões adotados na publicação de Junk *et al.* (2015), a partir do nível de Subclasse, inclusive, com as devidas concessões ao

sistema adotado pela Convenção de Ramsar, nem sempre atendido por outras classificações. Merece destaque que, na presente atualização, incluímos o Subsistema “AUs marinhas” com duas classes: “Campos de gramas marinhas” e “Recifes”, com quatro subclasses, que tratam estas áreas até uma profundidade de 6m durante a maré baixa, de acordo com a delimitação proposta pela Convenção de Ramsar. Também foi incluída a ordem das grandes Paisagens Úmidas (PUs), com duas subordens e 13 classes, representando a reunião de vários ecossistemas. Além disso, foi criado no subsistema “AUs separadas do mar com nível de água variável” a subordem “PUs na beira-mar” com duas classes. Até agora somente a PU “Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – RJ” foi caracterizada (Santos *et al.*, Cap. 3.4, este volume). No caso dos ambientes costeiro-marinhos, a Subordem Manguezais recebeu a incorporação de três classes e uma subclasse representada pelo Mangue do Sueste, em Fernando de Noronha, único manguezal de ilha oceânica no Atlântico Sul. No subsistema 1.4, que trata de AUs separadas do mar com nível de água variável, foram incluídas em nível de classe duas PUs, das quais o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba-RJ foi classificado em nível de macro-hábitat (Tabela 1). Ainda no contexto da classificação de Ramsar, e observando o Sistema Costeiro-Marinho brasileiro, foram incluídas referências aos seguintes ecossistemas: estuários, lagunas, lagoas, lagos, deltas, restingas, bancos de areia ou lama, dunas, costas rochosas, praias arenosas, planícies arenosas e lamosas, marismas e recifes de coral, de arenito e de algas calcárias. Com intuito de melhor caracterizar a distribuição dos ecossistemas ao longo do extenso litoral brasileiro, diante da diversidade de condições geomorfológicas, oceanográficas e meteorológicas, eles são representados por ícones segundo onde predominam na paisagem (Tabela 1, Figura 1).

Tabela 1. Classificação atualizada das AUs costeiras brasileiras.

As grandes paisagens úmidas (PUs) entram na classificação em nível de classe. Considerando a sua complexidade, a subdivisão das PUs em unidade funcional, subclasse e macro-hábitat é tratada separadamente em publicações específicas, e.g. a classificação da PU Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba-RJ (Santos *et al.*, INAU, no prelo). As AUs marinhas correspondem à classificação da Convenção de Ramsar, que delimita AUs marinho-costeiras até uma profundidade de seis metros na maré baixa. Todos macro-hábitats entram na tabela em blocos.

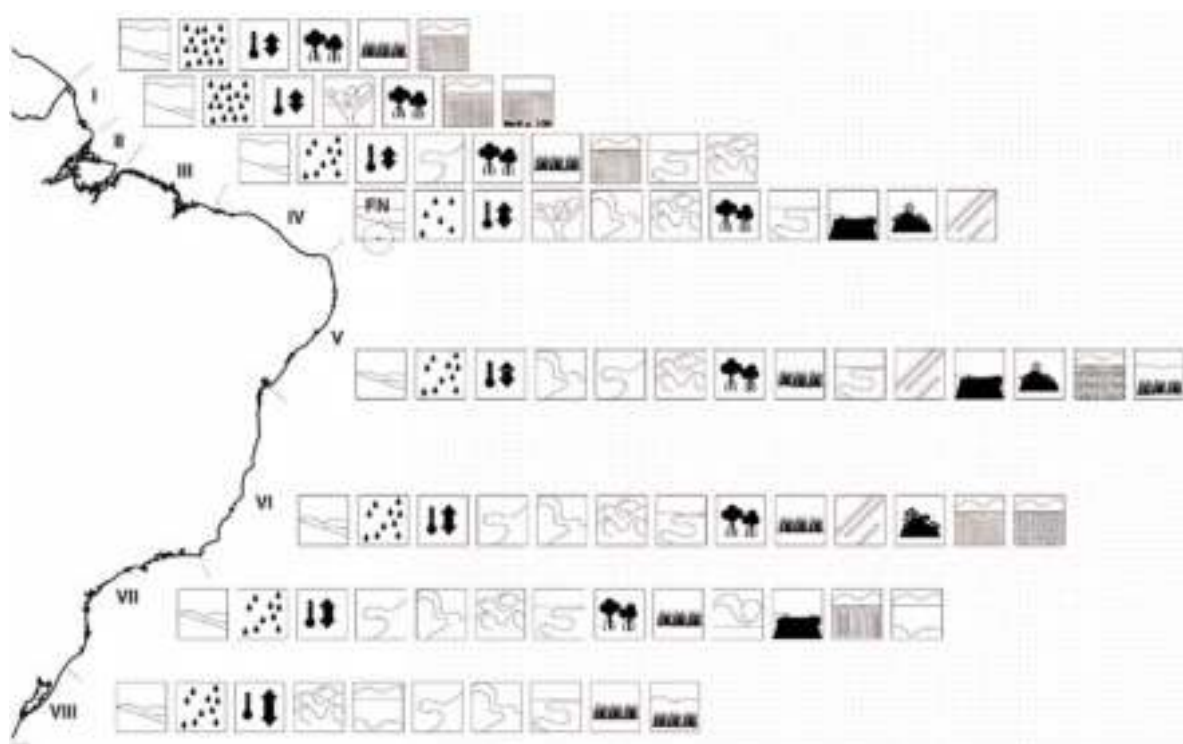
Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse
Sistema 1: AUs Costeiras					
	Subsistema 1.1: AUs Marinhas				
				Classe: Campos de gramas marinhas	
				Classe: Recifes	
					Recifes de corais hermatípicos
					Recifes de <i>Phragmatopoma</i>
					Recifes de algas calcárias
					Recifes de arenito

Continua...

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse
	Subsistema 1.2: AUs costeiras sujeitas aos impactos dos pulsos previsíveis de longa duração				
			Subordem 1.2.0.1: Paisagens úmidas (PUs) nas embocaduras de grandes rios		
				Classe:	Foz do Rio Amazonas
				Classe:	Delta do Rio Parnaíba
				Classe:	Foz do Rio São Francisco
				Classe:	Foz do Rio Paraíba do Sul
				Classe:	Foz do Rio Doce
	Subsistema 1.3: AUs costeiras sujeitas aos impactos dos pulsos previsíveis de curta duração das marés				
			Subordem 1.3.0.1: Paisagens úmidas (PUs) costeiras		
				Classe:	Baía de Turiaçu
				Classe:	Baía de Cumã
				Classe:	Baía de São Marcos
				Classe:	Baía de São Jose
				Classe:	Baía de Todos os Santos
				Classe:	Baía de Sepetiba
				Classe:	Baía de Paranaguá
				Classe:	Lagoa dos Patos
			Subordem 1.3.0.2: Manguezais em toda a sua extensão		
				Classe:	Manguezais de beira-mar
				Classe:	Manguezais estuarinos
				Classe:	Manguezais de ilhas oceânicas
					Manguezal do Suêste (Fernando de Noronha)
			Subordem 1.3.0.3: Outras formações costeiras		
Macro-hábitats: (1)Marismas, (2) Praias arenosas, (3) Praias lamosas, (4) Dunas, (5) Costas rochosas, (6) Restingas					
	Subsistema 1.4: AUs separadas do mar com nível de água relativamente estável				
					Lagoas de água doce
					Lagoas e lagunas com diferentes níveis de salinidade
					Matas permanentemente alagadas
					Áreas cobertas com herbáceas (brejos, banhados)

Continua...

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse
Subsistema 1.5: AUs separadas do mar com nível de água variável					
Macro-habitats: (1) Matas periodicamente alagáveis, (2) Lagoas e poças temporárias					
			Subordem 1.5.0.1: Pequenas AUs		
			Subordem 1.5.0.2: PUs na beira mar		
				Classe: Lençóis Maranhenses - MA	
				Classe: Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba - RJ	



Legenda da figura:



Figura 1. Distribuição das AUs costeiras brasileiras (Tab. 1), representadas por ícones distribuídos pelos oito segmentos costeiros de Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990 (Capítulo 2, Figura 4).

2. DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA E GEOMORFOLÓGICA DAS ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS BRASILEIRAS

As AUs costeiras são ecossistemas de transição entre as terras emersas e as zonas costeira e oceânica, todas com alta produtividade biológica e rica biodiversidade (Tabela 1, Figura 1). As AUs estão intimamente associadas a dinâmicas físico-químicas, incluindo complexas interações com as variáveis biológicas, meteorológicas e oceanográficas (**Capítulo 2, tópico 3.5**).

Podem ser destacadas as alterações do próprio relevo da zona costeira, refletindo influências da pluviosidade, geomorfologia, topografia, amplitude das marés, correntes costeiras, clima local e regional e perturbações naturais constituindo, em conjunto, uma “trama” que reflete a complexa história do tempo e do espaço, desorganizando e reorganizando as feições dos ambientes costeiros.

A costa amazônica equatorial (segmentos I, II e III, Figura 1) é representada pelos estados do Amapá, Pará e Maranhão e se estende por aproximadamente 1.200 km, compreendendo 15% da costa brasileira (Isaac & Barthem, 1995). Esse segmento costeiro é caracterizado por planícies costeiras com declives suaves, dominadas por macromarés semidiurnas com amplitudes médias de 4,5 m (máximo de 7 m no Maranhão, 6 m no Pará, e 12 m no Amapá) (Sousa *et al.*, 2011). A combinação de baixo relevo e macromarés favorece a ocorrência de terraços com águas rasas e planícies lamosas (El-Robrini *et al.*, 2006).

A desembocadura do Rio Amazonas marca a divisão entre os segmentos I e II: ao norte (Amapá e o noroeste do Pará), com planícies lamosas, e ao sul (nordeste do Pará e Maranhão), com praias arenosas e areno-lamosas, planícies lamosas com predominância de esplendidos manguezais (Szlafsztein & Lara, 2002).

Essa zona é caracterizada por subsidência da linha de costa, com maior número de estuários em forma de funil (reentrâncias Paraenses e Maranhenses, em planícies costeiras dominadas por macromarés).

Os estados representados pelo segmento V (leste do Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco e Alagoas) compreendem uma faixa de cavas de areia e margens de planícies rasas dominada por estreitas praias, parcialmente localizadas entre recifes arenosos (Ab’Saber, 2003). Esses recifes de arenito formam faixas paralelas à linha de costa e podem chegar a alguns quilômetros de extensão, protegendo os corais da elevada energia da dinâmica costeira ao criar grande diversidade de ambientes, tais como praias diretamente expostas à ação das ondas, praias protegidas, costas rochosas, áreas com pradarias de gramas marinhas e planícies de maré com vegetação típica de mangue.

O segmento V é o mais extenso dentre todos os demais, representando cerca de 40% de toda a linha de costa. Caracteriza ambiente bastante diverso, com relevo destacando a presença dominante de diferentes tipos de praias submetidas a mesomarés semidiurnas.

O segmento IV (Maranhão, Piauí, Ceará, costa ocidental do Rio Grande do Norte) é caracterizado por extensas expansões praias diante de bancos de areia e dunas (Mathews-Cascon & Lotufo, 2006). Enquanto o segmento IV é dominado por praias dissipativas caracterizadas

por um litoral mais rochoso, com extensos tabuleiros costeiros margeando o oceano com falésias e paleofalésias, o segmento V apresenta praias intercaladas por barras e sulcos.

Os segmentos V e VI (Sergipe, Bahia até o norte do Espírito Santo), como o segmento anterior, estão sujeitos ao regime de mesomarés semidiurnas. As praias se apresentam extensas, praticamente retilíneas, formadas por areias finas a muito finas, tendo à frente uma plataforma de deltas arqueados e campos de dunas e depressões interdunares.

No Sudeste do Brasil (segmento VII), estuários subtropicais são ecossistemas transicionais sob a influência de condicionantes oceânico-meteorológicos, aportes de água doce, maiores influências das interações antropogênicas de origem terrestre, resultando em maiores dinâmicas no equilíbrio “espaço e tempo”.

Esse segmento (centro-sul do Espírito Santo até o norte de São Paulo), é caracterizado por uma linha de costa altamente indentada, com baías e enseadas, praias de tombo de areia grossa.

Do Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná (segmento VII), a característica marcante é a de ser um setor mais diversificado e acidentado no contexto do litoral brasileiro, sob influência de um regime de micromarés semidiurnas.

Esse segmento costeiro apresenta a mais contínua área remanescente de Floresta Pluvial Atlântica, de alta relevância em termos ambientais por ser uma zona de transição entre os climas tropical e temperado, ecótono da distribuição de muitas espécies, muitas delas endêmicas.

A porção mais ao sul desse segmento (sul de São Paulo e Paraná) é caracterizada por uma linha de costa retilínea com praias de alta energia ou com amplas zonas entremarés onde o declive é suave com predominância de areais finos e perfis planos e homogêneos (Amaral & Borzone, 2008).

A configuração do litoral dos estados de Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (segmentos VII e VIII) se caracteriza pelo fim das escarpas do maciço da Serra do Mar, na fronteira do Paraná com Santa Catarina. É o segundo segmento costeiro mais recortado do litoral brasileiro, submetido a um regime micromareal.

A porção mais ao sul (segmento VIII) termina numa linha de costa praticamente retilínea, dominada por praias dissipativas que se estendem até a fronteira Brasil-Uruguai.

3. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS BRASILEIRAS

O Brasil é megadiverso em termos da grande variedade de habitats e de espécies costeiro-marinhos, tais como praias, dunas, restingas, manguezais, marismas, estuários, baías, lagunas, lagoas e lagos costeiros, deltas, recifes de coral, recifes areníticos, costões rochosos, campos de gramas marinhas (bancos vegetados submersos ou de fanerógamas marinhas), bancos (recifes) de algas calcárias, além do raro recife de corais de mar profundo na boca do Amazonas.

Ambientes de transição entre o rio e o mar, como os estuários, são encontrados próximos às zonas costeiras, podendo variar na origem, tamanho e tipo. São ecossistemas

com presença destacada ao longo de toda a costa brasileira, marcada por características geológicas diferentes, sob variadas condições oceanográficas, meteorológicas e maregráficas. As dimensões dos cinco maiores estuários variam desde 10.000 km² até 1.000 km² de área (São Marcos, São José, Turiaçu, Todos os Santos e Lago dos Patos) (Figura 2). Além desses, existem outros quatro, com dimensões entre 1.000 e 500 km² (Cumã, Tutóia, Sepetiba e Paranaguá), 23 com áreas entre 500 km² e 100 km², outros nove menores de 100 km², além de vários outros com dimensões ainda menores (Lessa *et al.*, 2019).

3.1 As Grandes Paisagens Úmidas

O conceito das grandes Paisagens Úmidas – PUs identificadas, também, nos ambientes costeiro-marinhos brasileiros, resulta da reunião de macro-habitats que, devidamente conectados, acabam de ser considerados como hierarquicamente correspondentes ao nível superior, de ordem. Essas unidades espaciais únicas, reconhecidas para AUs interiores, passam a corresponder à integridade dessas unidades tanto espaciais como funcionais no âmbito das costeiro-marinhas, seriam, em nível de classe, a Foz do Rio Amazonas, o Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, o Delta de Parnaíba, a Foz do Rio São Francisco, Foz do Rio Doce, Foz do Rio Paraíba do Sul, Baía de Sepetiba; Baía de Paranaguá, Lagoa dos Patos, e Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba-RJ (Figura 2).





Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, MA



Delta do Parnaíba, MA/PI



Rio São Francisco, AL/SE



Baía de Todos os Santos, BA



Foz do Rio Doce, ES



Rio Paraíba do Sul, RJ



Parque Nacional Restinga de Jurubatiba, RJ



Baía de Sepetiba, RJ



Baía de Paranaguá, PR

Lagoa dos Patos, RS

Figura 2. Alguns dos ambientes costeiros, como estuários e baías, podem se apresentar com dimensões que podem atingir os 10.000 km². Entre os destaques das baías e estuários, as figuras incluem ambientes costeiros representativos de unidades espaciais consideradas entre as grandes Paisagens Úmidas - PUs: Foz do Rio Amazonas/PA; Baía do Turiaçu/MA; Baía do Cumã/MA; Baía de São Marcos/MA; Baía de São José; Lençóis Maranhenses/MA; Estuário de Tutóia/MA; Delta do Parnaíba/PI; Foz do Rio São Francisco/SE-BA; Baía de Todos os Santos/BA; Foz do Rio Doce/ES; Baía de Sepetiba/RJ; Baía de Paranaguá/PR; e Lagoa dos Patos/RS. Quatorze mapas, adaptados de Schaeffer-Novelli *et al.* (2023). Imagens obtidas do Google Earth pro.

3.2 Manguezais e Marismas

Manguezais e marismas entram na classificação em nível de Subordem. Manguezais, em toda a sua extensão (incluindo apicuns ou salgados), caracterizados por estarem à beira-mar, serem estuarinos, ou presentes em ilhas oceânicas (Cap. 3.2). Mudanças estruturais e funcionais são esperadas em função de mudanças climáticas, fazendo com que parâmetros estruturais, principalmente na transição com o ecossistema manguezal ou com as terras emersas, sejam alterados em função de eventos extremos, como tempestades e inundações, ressacas e alterações nos fluxos de água (Soriano-Sierra *et al.*, 2015). São reconhecidos os manguezais de beira-mar, os estuarinos e os de ilhas oceânicas. O “Manguezal do Sueste”, de Fernando de Noronha, aparece como subclasse.

Marismas são ecossistemas costeiros do entremarés. Elas ocupam zonas costeiras protegidas, tropicais, subtropicais e temperadas, banhadas pelas preamaras. A fisiografia das marismas é moldada pela hidrodinâmica local, resultante da interação entre regime de marés, topografia e tipo e disponibilidade de sedimentos (Dawes, 1998). Elas são colonizadas por espécies de gramíneas tolerantes ao sal (halófitas). O substrato lamoso fica parcialmente consolidado pelo desenvolvimento das raízes em cabeleira, típicas das gramíneas. No Brasil, as mais extensas áreas de marismas se encontram no estado do Rio Grande do Sul. A cobertura vegetal típica desses ambientes é formada por espécies com ciclos anuais, com rizomas adequados a se fixar em substratos lamosos pouco consolidados. Nos locais onde marismas e manguezais ocupam os mesmos segmentos de costa há um ecótono bem marcado na zona de contato entre ambos os ecossistemas (Charleir-Sarubo *et al.*, 2015).

3.3 Recifes de Coral e Campos de Gramas Marinhas (Pradarias Submersas)

Recifes de coral e campos de gramas marinhas pertencem como Classes no Subsistema de AUs marinhas. Os campos de gramas marinhas (“seagrasses”) são considerados pelos documentos da ReBentos (2015) como fundos vegetados submersos, pradarias submersas ou bancos de fanerógamas marinhas. São encontrados no infralitoral.

Recifes de coral são estruturas rígidas, formadas por organismos portadores de esqueleto calcário, como os corais hermatípicos (formadores de recifes considerados “verdadeiros”). Quanto às estruturas, os recifes de coral da costa brasileira são significativamente diferentes dos modelos conhecidos: os recifes que possuem crescimento em pináculos coralíneos formam cogumelos, chamados “chapeirões”; os construídos por espécies coralíneas com baixa diversidade e ricas em espécies endêmicas são em grande parte uma relíquia do Período Terciário; e aqueles típicos de ambientes dominados por sedimentos produzidos pelo intemperismo de rochas compostas, predominam os silicatos (*in* Leão *et al.*, 2016). Outras formações “recifais” não coralinas (também denominadas de “bancos”), tais como as caracterizadas pela dominância de algas calcárias, arenitos, ou por anelídeos *Phragmatopoma*. Entretanto, nesses casos, as estruturas não atingem as dimensões dos considerados “verdadeiros” recifes de corais hermatípicos. Os recifes de arenito, da região entremarés, envolvem componentes bióticos e abióticos, onde as comunidades bentônicas se organizam e se estruturam criando uma heterogeneidade que pode variar no espaço e no tempo (Gurgel, 2019). Os recifes, ou bancos de anelídeos do gênero *Phragmatopoma*, são caracterizados por animais marinhos sésseis de hábito bentônico, distribuídos por quase toda a costa brasileira. As formações recifais são devidas à agregação de areias litorâneas, com elevados teores de carbonato de cálcio quando comparadas às das praias próximas (Freitas *et al.*, 2019).

Os recifes coralinos brasileiros estão distribuídos ao longo da costa, nas regiões Norte, Nordeste, Sudeste e ilhas oceânicas, enquanto no Setor Sul podem ser encontradas espécies de coral isoladas, em águas mais quentes (Castro *et al.*, 1995; Migotto *et al.*, 1999; Oigman-Pszczol & Creed, 2004; 2006). Na região Norte, dos 0°50’S aos 05°00’S de latitude, formações recifais dão origem ao Parcel de Manuel Luiz na plataforma costeira do Maranhão, a cerca de 90 km da linha de costa (*in* Leão *et al.*, 2016). Na região Nordeste, entre as latitudes de 05°S aos 10°S ocorrem recifes costeiros que se estendem do Cabo de São Roque (Rio Grande do Norte) até a desembocadura do Rio São Francisco (Alagoas) (*in* Leão *et al.*, 2016). A mais extensa e mais rica área de distribuição de recifes em todo o Sudoeste do Oceano Atlântico Sul se localiza dos 0°50’S até 18°00’S de latitude, ao longo de 3.000 km de linha de costa (Leão *et al.*, 2003; Ferreira *et al.*, 2013). Merecem destaque os recifes mais bem conhecidos do Brasil, formadores do Banco de Abrolhos, localizados a aproximadamente os 17° de latitude Sul (Hartt, 1870; Laborel, 1970; Leão, 1983; Leão *et al.*, 1996; 1999; Leão & Ginsburg, 1997; Villaça & Pitombo, 1997; Pitombo *et al.*, 1988; Leão & Kikuchi, 2001; Leão *et al.*, 2003, 2006; Leão & Fournier, 2007; Leão *et al.*, 2008; Francini-Filho *et al.*, 2008, 2010, entre outros). Na região Nordeste estão os

maiores conjuntos de recifes de todo o litoral brasileiro, com destaque para Abrolhos, indo das latitudes dos 10oS aos 18oS de latitude, se estendendo da desembocadura do Rio São Francisco (Alagoas) até a desembocadura do Rio Doce (Espírito Santo), por cerca de 1.000 km incluindo os litorais dos estados de Sergipe e Bahia (*in* Leão *et al.*, 2016). Nas regiões Sudeste e Sul, não são conhecidas formações recifais a partir da desembocadura do Rio Doce (19°30'S) até o litoral do estado de São Paulo (*in* Leão *et al.*, 2016).

Por último, mas não menos importante, registramos a rara presença do recife na boca do Amazonas cuja ocorrência é reportada em profundidades de até 220m, praticamente sem presença de luz, onde algas vermelhas logram realizar a fotossíntese “usando espectro azul da luz” (Rodrigo Leão de Moura, professor do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, O recife de corais raro na boca do rio Amazonas sob ameaça da extração de petróleo - BBC News Brasil, 24/12/2022). A reduzida presença de corais é substituída pelas algas vermelhas, cujas paredes celulares são impregnadas por carbonato de cálcio, garantindo rigidez ao aglomerado de algas bentônicas. Essa incrível formação amazônica é rica em organismos como esponjas, corais, peixes e crustáceos. (O recife de corais raro na boca do rio Amazonas sob ameaça da extração de petróleo - BBC News Brasil, 24/12/2022).

3.4 Outros Tipos de AUs Costeiras

Lagunas, baías, lagoas e deltas são ecossistemas associados a estuários, onde todos compartilham uma característica comum – a mistura de água doce com água salgada, resultando em diferentes graus de salinidade. Lagunas são corpos de água paralelos à região costeira, protegidos por uma faixa de areia em forma de barreira (ilha-barreira), com profundidades relativamente reduzidas. Por estarem conectadas ao mar, a salinidade da água varia de acordo com o aporte de água doce, com a taxa de evaporação e com a alternância das marés. Nas marés enchentes, as salinidades aumentam, enquanto nas vazantes as águas se tornam salobras. Lagos costeiros diferem das lagunas por não terem conexão com o mar, resultando em um ambiente menos salino, não apresentando gradientes de salinidade.

Deltas são formados por áreas de depósitos sedimentares nas áreas estuarinas ou fora delas (desembocaduras dos rios), segundo Thom (1982, cinco tipos de deltas na figura 2 do Capítulo “Ecossistema Manguezal no Brasil: Situação do conhecimento científico e recomendações para sua gestão, proteção e conservação”). As cinco configurações propostas por Thom (1982) ocorrem em ambientes costeiros dominados por deposições terrígenas e sedimentos como areia, silte e argila.

Toda a extensão da linha de costa brasileira, desde o Cabo Orange (04oN) até o Chuí (34oS), apresenta uma das maiores coleções de tipos de praias arenosas do mundo devido à grande amplitude latitudinal da costa e da influência dos padrões tidais e climáticos. No Brasil existem desde praias com alguns poucos metros de comprimento, até praias com mais de 200 km de extensão, como é o caso da Praia do Cassino, no estado do Rio

Grande do Sul. As comunidades biológicas das praias são caracterizadas pela energia das ondas, regime das marés, declividade da própria praia, granulometria dos grãos de areia, teores de salinidade e de oxigênio dissolvido (Mclachlan & Brown, 2006). Praias arenosas não vegetadas, mais ou menos extensas, com areias de grossas às mais finas, podem ser encontradas de Norte a Sul nas regiões costeiras. São ambientes dinâmicos, fortemente influenciados por fatores físicos, tais como ação das ondas, das marés e dos tipos de sedimento. Diferentes combinações entre esses fatores determinam as características morfodinâmicas das praias, resultando em grande variedade de tipos, desde as praias refletivas (praias de tombo, compostas por areias grossas e sob influência de amplitudes de maré acima de 2m), até praias praticamente planas (com declives suaves, areias muito finas, em ambientes com amplitudes de maré geralmente acima de 4m).

Praias lamosas, ou areno-lamosas são aquelas formadas sob sistemas de baixa energia, com acúmulo de sedimentos de granulometria fina ou muito fina (silte). Planícies costeiras lamosas e arenosas, embora com aspecto aparentemente homogêneo, podem se apresentar como extensas áreas lamosas (sedimentos muito finos), como apresentar topografias bastante variáveis, com poças temporárias formadas pelas marés (Silva Júnior & El-Robrini 2001; Souza Filho *et al.*, 2009; Krause 2010). Planícies lamosas são recortadas por canais de maré, com diferentes larguras e comprimentos, podendo apresentar extensas áreas arenosas ou de cascalho logo abaixo da superfície. Esses ambientes oferecem grande variedade de habitats e de micro-habitats para comunidades bentônicas.

Em termos da amplitude latitudinal em que são encontrados ao longo do litoral brasileiro, os costões estão distribuídos dos trópicos aos subtrópicos. Esse tipo de ambiente costeiro se encontra submetido às variações do clima (ventos, umidade e radiação solar, aumentos térmicos, alterações de salinidade e no regime pluviométrico, modificando o aporte de água doce e nas taxas de erosão, com maior disponibilidade de sedimentos em suspensão na coluna d'água), uma vez que está exposto a flutuações abióticas tanto terrestres como marítimas (Diagnóstico Técnico, s.d). A influência de ondas, ressacas (alterações na frequência e intensidade de ressacas) e tempestades sobre as costas rochosas influenciam o padrão de zonação nas faixas do entremarés ocupadas por organismos bentônicos (Coutinho *et al.*, 2015).

Restingas, sem conotação geológica, caracterizam comunidades vegetais que se desenvolvem sobre cordões arenosos (praias ou dunas) sob influência da salsugem do mar. Comunidades de restingas exibem portes arbustivos ou arbóreos sobre solo arenoso, com pouca capacidade de reter água, pobres em nutrientes e extremamente salgados, capazes de suportar ventos intensos e luz solar direta (Silva *et al.*, 2021). E para completar as AUs costeiras, consideradas pela Classificação atualizada das Áreas Úmidas costeiras brasileiras (Tabela 1), temos ainda as lagoas de água doce ou com diferentes teores de salinidade, as matas permanentemente alagadas cobertas com herbáceas, permanentemente alagadas (brejos, banhados), além das matas periodicamente alagáveis, as lagoas e as poças temporárias.

4. PRINCIPAIS IMPACTOS NATURAIS E INDUZIDOS PELO HOMEM SOBRE AS ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS

A zona costeira é responsável por ampla gama de funções ecológicas, tais como a prevenção de inundações, intrusão salina e erosão costeira; proteção contra tempestades; reciclagem de nutrientes e de substâncias poluidoras, e provisão direta ou indireta de habitats e de recursos para uma variedade de espécies exploradas (Prates *et al.*, 2012).

Desde o século passado, as infraestruturas costeiras na região Sudeste envolvendo aterros promovem profundas transformações da paisagem. Grandes áreas de praias e de dunas foram eliminadas pela construção de edificações e outros tipos de infraestruturas sobre esses ecossistemas. Ainda hoje em dia, esses tipos de intervenções continuam, com projetos ditos de “recuperação” ou “reabilitação” (na realidade são transformações do ambiente natural para outros fins, por meio dos mais diferentes impactos), como aterramentos, empreendimentos imobiliários e estradas costeiras, especialmente na porção posterior das praias e sobre as dunas. A construção de muros ou barreiras para proteção da faixa costeira tem sido frequente interferência humana ao longo do litoral brasileiro. Embora essas estruturas sejam construídas para proteger a faixa costeira, além dessas barreiras elas alteram o transporte de areias nas praias e ao longo da costa, contribuindo para processos erosivos (Muehe, 2003, 2006). Atividades antrópicas têm contribuído também para a transformação dos ecossistemas costeiros, seja pela remoção de áreas vegetadas, ou por crescentes atividades pesqueiras e de maricultura, com impactos mais ou menos intensos em níveis local e/ou regional.

Principalmente, na região Nordeste, são concentradas atividades empresariais nas áreas costeiras ou próximas a estas, como plantações de coqueirais, salinas (produção de sal por evaporação) e fazendas de carcinicultura (cultivo de espécies exóticas de camarão marinho em cativeiro), parques eólicos, entre outras, impondo impactos negativos sobre a zona costeiro-marinha e sua biodiversidade. Alguns municípios costeiros chegam a lançar seus efluentes, ricos em compostos orgânicos e inorgânicos, diretamente ao mar ou nos rios que desaguam nas zonas costeiras, provocando alterações das características físico-químicas das águas, além de causar déficit de oxigênio nos sedimentos e respectivos substratos, numa afronta à legislação ambiental brasileira. Uma restauração efetiva não ocorre enquanto os tensores não forem removidos.

Atividades portuárias podem estar associadas tanto com o despejo de efluentes oleosos, como a presença de compostos anti-incrustantes nos cascos das embarcações (tintas), vazamentos de óleo e outros produtos tóxicos, dragagens dos canais de navegação e até com introdução de espécies exóticas (presas aos cascos dos navios e nas águas de lastro).

Os principais efeitos antropogênicos sobre o ecossistema recifal estão associados ao aumento da sedimentação devido à remoção da cobertura vegetal e às descargas de efluentes industriais e urbanos (Leão *et al.*, 2016). No Brasil, há registros de eventos de

branqueamento de corais hermatípicos, desde o verão de 1993-1994, com ocorrências nos recifes localizados desde a costa Nordeste do país até as comunidades de corais presentes no litoral do estado de São Paulo. Para a costa Leste existem levantamentos sistemáticos desde o ano de 2000, com mortalidades em massa tendo sido registradas a partir de 2010.

Costões rochosos sofrem impactos devido à poluição e à perda de biodiversidade. De acordo com Coutinho e Zalmon (citados por Pereira e Soares-Gomes, 2009), as marés que banham os costões rochosos provocam um ciclo de emersão e submersão. Isso requer das espécies adaptações para lidar com a exposição ao ar e a perda de água por dessecação durante a emersão, especialmente para os organismos que habitam a região superior do costão, conhecida como supralitoral. Esses organismos enfrentam condições de elevadas temperaturas devido à exposição ao sol, além das variações meteorológicas, como chuvas.. Na faixa do mediolitoral, extremos termais ocorrem em pequenas escalas espaciais, podendo exceder aquelas encontradas em amplas faixas latitudinais. Dessa forma, os substratos consolidados são ambientes com grande potencial para avaliação de efeitos de mudanças climáticas (Diagnóstico Técnico, s.d.).

Costões rochosos abrigados constam entre os ambientes costeiros impactados por óleo proveniente de derramamentos no ambiente marinho-costeiro. Nos casos mais graves, causados por óleos pesados (tipo Bunker), os danos tendem a ser “mecânicos” (por recobrimento), devido ao produto permanecer nesses ambientes por vários anos (Milanelli & Daunt, 2014). Costões rochosos expostos são menos sensíveis aos impactos causados por derramamentos de óleo por estarem sujeitos ao elevado hidrodinamismo costeiro. Esses tipos de litoral, por estarem expostos às ondas, garantem à biota bentônica incrustante uma limpeza mais rápida do óleo, reduzindo tanto a intensidade como a duração do contato do poluente com a biota (Milanelli & Daunt, 2014).

Manguezais e marismas são os ambientes costeiros mais vulneráveis ao óleo, assim como outros ambientes protegidos que, embora em menor grau, devem ser considerados prioritários no caso das operações de prevenção, combate e proteção a vazamentos de óleo, uma vez que o tempo de persistência do óleo nesses ambientes pode ocorrer de anos a décadas (Milanelli & Daunt, 2014). Marismas sofrem impactos quando na proximidade de estradas, atividades agropecuárias, ou áreas de gado leiteiro (Costa 1997; Costa *et al.*, 1997; Costa & Marangoni, 2000). Impactos diretos sobre as marismas incluem aterros, fogo, corte da cobertura vegetal constituída por gramíneas halófitas (resistentes ao sal), depósito de lixo e erosão devido à perda da cobertura vegetal e à abertura de canais de drenagem (Marangoni, 2008).

As praias arenosas no Brasil são qualificadas em relação aos tipos das interferências, como: humanas, urbanas, industriais, portuárias, construção de estradas, condomínios, quebra-mares, muros, poluição orgânica e química, e turismo. O lixo deixado nas praias pelos banhistas, quando não levados diretamente para o mar e indo contaminar outras áreas, costumam ser recolhidos por sistemas operados mecanicamente. Esses maquinários

não removem apenas o lixo, mas retiram também areia, organismos bentônicos e matéria orgânica, alterando a composição de populações e de comunidades, interferindo nos processos tróficos no contexto do ecossistema praias e águas costeiras (Borzzone & Rosa, 2009; Defeo *et al.*, 2009).

5. ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS E AS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Ecossistemas costeiros são considerados especialmente vulneráveis às mudanças climáticas por sua fragilidade e limitada capacidade de adaptação, de forma que os impactos a eles causados podem ser irreversíveis. Como outros impactos, mudanças climáticas são esperadas para intensificar riscos ambientais e amplificar eventos climáticos extremos e perigos costeiros. A despeito da extensa linha de costa e da presença de diferentes regiões climáticas, potencialmente influenciadas pelos efeitos do clima, esses efeitos sobre a costa e suas comunidades ainda são pouco conhecidos no Brasil.

Os impactos do clima não se manifestam sob a forma de pulsos simples, mas de forma estocástica, com efeitos sobre a paisagem. A cascata de impactos sobre complexas redes de inter-relações gera um espectro de respostas que se espalham sobre amplas dimensões temporais e espaciais, com diferentes níveis de organização. Alterações regionais ou locais do clima, em conjunto com alterações da geomorfologia e da topografia, resultam na heterogeneidade das respostas, refletindo na produção de um complexo histórico de rupturas e de regenerações. Os impactos negativos das mudanças do clima nas zonas úmidas costeiras também devem atingir direta e significativamente as populações humanas (Prates *et al.*, 2012). No Brasil, quase 60% da população se encontra na faixa de 200 km do litoral, e cerca de 25% vivem em áreas mais próximas ao litoral.

Embora os estuários amazônicos sejam os mais conservados da costa brasileira, as crescentes pressões dos impactos sobre os recursos costeiros e os efeitos climáticos globais vêm causando preocupações. A possibilidade de que a subsidência local (região Norte) seja acentuada, à medida que aumentem as taxas de elevação do nível do mar, deve ser considerada (Church *et al.*, 2013), tais como os planejamentos de longo prazo e as adaptações industriais e urbanas aos níveis das taxas de subida do nível do mar, geralmente com base em dados do nível do mar observados em mar aberto.

Recifes de coral podem ser os primeiros a serem funcionalmente impactados devido às mudanças climáticas globais, tais como aumento do nível médio relativo do mar – NMRM, crescimento das frequências e magnitudes de eventos extremos, erosão costeira, aumentos térmicos da água do mar e até acidificação dos oceanos. Nesse caso, são consideradas as concentrações de CO₂ caso ultrapassem os 450 ppm, fato possível de acontecer se atingirmos um aumento médio de 2 °C a 3 °C de temperatura (Prates *et al.*, 2012).

Variações na distribuição das chuvas podem modificar as descargas de sedimentos pelos rios, como também os fluxos d'água doce para os ambientes costeiros, fatores que

podem levar as praias às alterações morfodinâmicas, assim como nos valores de salinidade das águas costeiras. As praias da região do Sul do Brasil são influenciadas pelos fenômenos El Niño e La Niña, fortemente afetados pelas mudanças do clima (Muehe, 2003). No litoral do estado do Rio Grande do Sul, as ondas raramente excedem os 2 metros, entretanto, quando da passagem de frentes frias, o nível das águas do mar chega a atingir as dunas, com 1,7 m acima do nível médio do mar, fato que contribui para alterar o relevo costeiro (Calliari *et al.*, 1998; Defeo & Cardoso, 2002; Silva *et al.*, 2008). Estresses fisiológicos resultantes dessas alterações dos fatores abióticos, bem como de eventos extremos como frentes frias e ressacas, podem causar amplas mudanças biogeográficas, assim como a distribuição dos habitats (Somero, 2012).

6. LACUNAS E PESQUISAS SUGERIDAS

A Classificação Brasileira das AUs tem por base parâmetros hidrológicos e botânicos, enfim, levando em consideração peculiaridades ecológicas específicas. Ainda nesse contexto, é importante destacar o caso da grande variabilidade de ecossistemas, das extensões e dos processos que regem as AUs costeiro-marinhas em relação às AUs interiores. Os ecossistemas da zona costeira têm uma característica ímpar, a conectividade entre eles, que os torna funcionalmente interligados. Esse fato pode ser bem exemplificado quanto às metodologias de trabalho em campo: nos ecossistemas terrestres são registrados dados numéricos, enquanto nos ecossistemas costeiro-marinhos são considerados os processos.

Várias soluções propostas no campo das lacunas podem ser desenvolvidas por meio de ações, tais como: retardar ou atenuar os impactos do clima (reduzir a emissão dos GEE – gases de efeito estufa); mitigar os impactos por meio de restauração dos ecossistemas (renaturalização); aumentar sobretudo a resiliência e facilitar a recomposição natural (soluções baseadas na natureza – “Nature-based Solutions”); ou reduzir os impactos de origem não climáticas, eliminando a “conversão” e a transformação de AUs para outros usos.

Diante do tema de impactos e lacunas do conhecimento, foram elaborados protocolos por Grupos de Trabalho – GTs, constituídos por especialistas em cada um dos ecossistemas costeiros integrantes da Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - ReBentos (Turra & Denadai, 2015). Tais protocolos tinham por objetivos identificar, prever e monitorar as respostas dos ecossistemas às possíveis alterações diante das mudanças climáticas. Igualmente, podemos citar as propostas explicitadas no documento do Ministério do Meio Ambiente conhecido como “*Brazilian Blue Initiative - a strategy for nature conservation (10%) and sustainable development of the coastal-marine zone, focused on protected areas and a sustainable finance mechanism*” (Maretti, 2017).

Destaca-se que o objetivo do projeto da ReBentos foi estabelecer protocolos para indicar as tendências de possíveis alterações nos ambientes bentônicos costeiros, em relação às mudanças climáticas e que, ao mesmo tempo, fossem de baixo custo e de fácil exequibilidade pelos técnicos. Todos os protocolos atenderam a objetivos de viabilidade de implantação, com urgência, a um monitoramento sistemático, de longa duração temporal, em níveis regionais da zona costeira do Brasil, a título de estratégias de conservação e de gestão da zona costeira (Turra & Denadai, 2015). No caso dos costões rochosos, foram escolhidas como indicadoras, no que tange às possíveis influências sobre os organismos desse ambiente, as variações das temperaturas do ar e do mar como indicadores ambientais mensuráveis para constar do protocolo. Entretanto, dados oceanográficos e meteorológicos também poderiam ser utilizados no estabelecimento dos procedimentos incluídos nos mesmos protocolos (Coutinho *et al.*, 2015). No caso dos protocolos para avaliação dos efeitos das variações climáticas sobre as comunidades dos recifes, foi adotado como estratégia o registro do branqueamento dos corais durante e após a ocorrência de eventos de anomalias térmicas das águas costeiras e oceânicas.

7. RENATURALIZAÇÃO E CONSERVAÇÃO

Embora alguns dos biomas que integram as AUs interiores brasileiras encontrem proteção no artigo 225 da Carta Magna de 1988, sob o manto de Patrimônio Nacional, essa designação não obrigatoriamente garante a necessária proteção à manutenção da biodiversidade e aos demais serviços ecossistêmicos graciosamente ofertados. Assim sendo, a Zona Costeira, como um todo, foi reconhecida por sua relevância diante da extensão costeira do território nacional. Entretanto, nada é garantido sem que haja as devidas regulamentações legais. Ações que visem à conservação dos ambientes costeiros devem ser urgentemente priorizadas, principalmente diante dos impactos decorrentes das mudanças do clima que se somam aos impactos identificados como naturais e induzidos pelo homem. Essas ações devem ser pensadas e executadas respeitando o fato de não existirem perímetros definidos para cada um dos ecossistemas.

No horizonte de ações proativas se encontram propostas de custos viáveis, que variam desde a criação de áreas protegidas, conhecidas no Brasil como Sistema de Unidades de Conservação (SNUC), ou pelas soluções baseadas na natureza (*"Nature-based Solutions – NbS"*). Para exemplificar o sucesso da delimitação de áreas protegidas para proteger e conservar os valiosos recursos naturais do litoral amazônico (Amapá, Pará e Maranhão), destacamos as iniciativas governamentais com a criação de Reservas, Parques Estaduais e Nacionais, Áreas Protegidas Marinhas, Áreas de Proteção Ambiental, Estações Ecológicas, Reservas Extrativistas, Reservas de Desenvolvimento Sustentável, Reservas Biológicas e os Sítios Ramsar Regionais.

A maioria dos habitats costeiros naturais ao longo da linha de costa do Brasil não estão adequadamente protegidos, i.e., não constam de algum tipo de unidade de conservação - UC (Manes, 2022). Segundo dados de Brazil Blue Initiatives (2018, p. 10), os ecossistemas costeiros com as maiores proporções de áreas protegidas são: Manguezais (71%), Costas rochosas (69%), Recifes costeiros (58%), Restingas (50%), Praias (24%) e Marismas (2,5%). Cabe destacar que essas porcentagens não incluíram as novas áreas de UCs criadas pelo governo federal em 2018, resultando num aumento de 25% no total de áreas marinhas protegidas (Maretti, 2018). Marismas estão entre as áreas úmidas costeiras com menores índices de áreas protegidas, fato que eleva os níveis de riscos caso haja perdas dessa subordem. Manes (2022) considera que, diante dos baixos índices de proteção, os riscos aumentam em 2,5 vezes, caso haja perdas dos ambientes costeiros, destacando a efetividade garantida pela criação de áreas protegidas.

Soluções Baseadas na Natureza (NbS) são capazes de restituir aos ecossistemas costeiros o desempenho dos serviços ecossistêmicos, tais como o sequestro de carbono diante das mudanças do clima. Manes (2022) evidenciou que as NbS são muito eficientes na recuperação dos serviços ecossistêmicos pelos ambientes com problemas funcionais. Essa estratégia do NbS deve ser aplicada tanto em nível regional como local, uma vez que atingimos um grau de emergência climática que não mais podemos adotar ações pontuais. O enfrentamento de impactos advindos das mudanças do clima deve adotar soluções de longo prazo, capazes de ampliar a oferta de serviços de provisão, em consonância com as agendas ambientais e sociais na busca por um melhor amanhã (Manes, 2022).

Considerando que a gestão do conjunto das AUs brasileiras é subordinada a diversos órgãos reguladores, todas as ações de proteção e de conservação seguem dependentes da “vontade política”, uma vez que as bases científicas estão registradas.

REFERÊNCIAS

- Ab'Sáber, A.N. (2003). Litoral do Brasil: Brazilian Coast. São Paulo: Motalivros.
- Amaral, A.C.Z. & Borzone, C.A. (2008). Macrofauna bentônica: praias do Sudeste e Sul do Brasil. Bol. Ass. Bras. Biol. Mar., 1(3): 6-10.
- Amaral, A.C.Z., Corte, G.N., Rosa Filho, J.S., Denadai, M.R., Colling, L.A., Borzone, C., Veloso, V., Omena, E.P., Zalmon, I.R., Rocha-Barreira, C.A., Souza, J.R.B., Rosa, L.C. & Almeida, T.C.M. (2016). Brazilian sandy beaches: characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. Brazilian Journal of Oceanography, 64(sp2):5-16.
- Arruda, E.C., Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2023). Área Alagável do Rio Araguaia: Classificação dos Macro-habitat de uma Grande Área Úmida Savânica Tropical. Biodiversidade Brasileira, 13(2): 1-24. [doi: 10.37002/biobrasil.v13i2.2154](https://doi.org/10.37002/biobrasil.v13i2.2154)
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A. & Saint-Paul, U. (1998). Description of the fisheries structure in the mangrove-dominated region of Bragança (State of Pará—North Brazil). Ecotropica, 4:41–54.
- Bernardino, A.F., Barros, F., Perez, L.F., Netto, S.A., Colling, L.A., Pagliosa, P.R., Lana, P.C., Maia, R.C., Christofolletti, R.A., Filho, J.S.R. & Costa, T.M. (2015). Monitoramento de ecossistemas bentônicos estuarinos. In: Turra, A., e Denadai, M.R. (orgs). Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, pp. 134-154. ISBN 978-85-98729-25-1.

Brazil Blue Initiatives. (2018). <http://www.mangrovealliance.org/wp-content/uploads/2018/05/Brazil-Blue-Initiative-Summary.pdf>

Calliari, L.J., Tozzi, H.A.M. & Klein, A.H.F. (1988). Beach Morphology a Coastline Erosion Associated with Storm Surges in Southern Brazil - Rio Grande to Chuí, RS. An. Acad. Bras. Ciênc., 70(2): 231-247.

Carvalho, F. & Berchez, F.A.S. (2009). Costão rochoso, a diversidade em microescala. http://www.ib.usp.br/ecosteios/textos_educ/costao/index2.htm.

Castro, C.B., Echeverría, C.A., Pires, D.O.; Mascarenhas, B.J.A. & Freitas, S.G. (1995). Distribuição de Cnidaria e Echinodermata no infralitoral dos costões rochosos de Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. Rev. Bras. Biol., 55(3):471-480.

Costa, C.S.B., (1997). Vegetação. In: Tagliani, P.R.A. e Asmus, M.L. (coord.). Estudo de Impacto Ambiental do porto de Rio Grande-RS. Relatório Final. Cap. 4.2.2.4:350-403. http://labgerco.furg.br/file/pdf/Impacto_Ambiental_Porto_Rio_Grande.pdf

Costa, C.S.B., Seeliger, U., Oliveira, C.P.L. & Mazo, A.M.M. (1997). Distribuição, funções e valores das marismas e pradarias submersas no Estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). Atlântica, 19:67-85.

Costa, C.S.B. & Marangoni, J.C. (2000). Impacto ambiental do asfaltamento da BR 101 sobre as marismas de São Jose do Norte (RS, Brasil): Estado atual e efeitos potenciais. In: Anais o V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. 10 – 15 de outubro de 2000. ACIESP. São Paulo, 1:268-291. <http://www.peld.furg.br/grp/ccosta/Anais/Costa&Marangoni2000.pdf>

Coutinho, R., Széchy, M.T.M., López, M.S., Christofolletti, R.A., Berchez, F., Yaginuma, L.E., Rocha, R.M., Siviero, F.N., Ghilardi-Lopes, N.P., Ferreira, C.E.L., Gonçalves, J.E.A., Mais, B.P., Correia, M.D., Sovierzoski, H.H., Skinner, L.F. & Zalmon, I.R. (2015). Monitoramento de longo prazo de costões rochosos. In: Turra, A., e Denadai, MR. (orgs). Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, pp. 180-193. ISBN 978-85-98729-25-1.

Defeo, O. & Cardoso, R.S. (2002). Latitudinal patterns in abundance and life-history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* on South American sandy beaches. Divers. Distrib., 10(2):89-98.

Diagnóstico Técnico. (s.d.). Costões rochosos. Produto 2 Marcos Legais – APAM Litoral Centro 5. https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/511/Documentos/APAM_LC/APAMLC_Costoes_Rochosos.pdf

El-Robrini, M., Silva, M.M.A., Souza Filho, P.W.M., El-Robrini, M.H., Silva Júnior, O.G. & França, C.F. (2006). Pará. In: Muehe, D. Erosão e Progradação no Litoral Brasileiro. Brasília: MMA. pp. 41-86.

Ferreira, B.P., Costa, M.B.S.F., Coxey, M.S., Gaspar, A.L.B., Veleda, D. & Araújo, M. (2013). The effects of sea surface temperatures anomalies on oceanic coral reef systems in the southwestern tropical Atlantic. Coral Reefs, 32(2):441-454.

Francini-Filho, R., Moura, R.L., Thompson, F.L., Reis, R.M., Kaufman, L., Kikuchi, R.K.P. & Leão, Z.M.A.N. (2008). Diseases leading to accelerated decline of reef corals in the largest South Atlantic reef complex (Abrolhos Bank, eastern Brazil). Mar. Pol. Bull., 56(5):1008-1014.

Francini-Filho, R.B., Ferreira, C.M., Coni, E.O.C., Moura, R.L. & Kaufman, L. (2010). Foraging activity of roving herbivorous reef fish (Acanthuridae and Scaridae) in eastern Brazil: influence of resource availability and interference competition. J Mar Biol Assoc UK, 90:481-492.

Freitas, R.B.; Silva, A.A.P.; Nascimento Jr., D.R.; Menezes, M.S. & Franklin Jr., W. 2019. Análise Sedimentológica de Recifes do Gênero *Phragmatopoma* Mörch, 1863 (Annelida: Polychaeta) da Região Metropolitana de Fortaleza (CE). Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ, 42(4): 322-337. ISSN 0101-9759 e-ISSN 1982-3908

Gurgel, A.L.A.R. (2019). Recifes de arenito entremarés na zona tropical: Um ecossistema com alta heterogeneidade espacial e temporal? Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Oceanografia, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 94pp.

Hartt, C.F. (1870). Geology and physical geography of Brazil. Boston: Boston, Fields, Osgood and Co. 620 pp.

Isaac, V.J. & Barthem, R.B. (1995). Os recursos pesqueiros da Amazônia brasileira. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, 11(2):295-339, 1995.

Krause, G. (2010). The geography of the Bragança coastal region. In: Saint-Paul, U., Schneider, H. (eds) Mangrove dynamics and management in North Brazil, Ecological studies. Springer, Berlin, Heidelberg, pp 19–34.

- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J. & Wittmann, F. (2012). A classification of major natural habitats of Amazonian white water river floodplains (várzeas). *Wetlands Ecology and Management*, 20(5): 461-475. [doi: 10.1007/s11273-012-9268-0](https://doi.org/10.1007/s11273-012-9268-0)
- Junk, W.J., Wittmann, F., Schöngart, J. & Piedade, M.T.F. (2015). A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetlands Ecology and Management* 23(4): 677-693. [doi: 10.1007/s11273-015-9412-8](https://doi.org/10.1007/s11273-015-9412-8)
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A., Nóbrega, R.L.B. & Caramago, E. (2015). Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats. Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. In: Nunes da Cunha, C., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (eds.). *Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats*. Cuiabá, MT: Editora da Universidade Federal de Mato Grosso. p. 13-82.
- Junk, W.J., Nunes da Cunha, C., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Ferreira, F.A., Souza Filho, E.E.de, Stevaux, J.C., da Silva, C.B., Rocha, P.C. & Kawakita, K. (2021). Macrohabitat classification of wetlands as a powerful tool for management and protection: The example of the Paraná River floodplain, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 21 (3): 411-424. [doi: 10.1016/j.ecohyd.2021.05.006](https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.05.006)
- Laborel, J.L. (1970). Les peuplements de madreporaires des côtes tropicales du Brésil. Abidjan: Ann. Univ. d'Abidjan, Ser. E, II, Fasc. 3. 260 pp.
- Lana, P.C. & Bernardino, A.F. (eds.). (2019). Brazilian estuaries – A benthic perspective, Brazilian Marine Biodiversity, Springer International Publishing AG, part of Springer Nature https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5_1
- Leão, Z.M.A.N. (1983). Abrolhos: o refúgio pleistocênico de uma fauna terciária de corais. *Rev. Cienc. Terra*, 8:22-24.
- Leão, Z.M.A.N., Telles, M.D., Sforza, R., Bulhões, H.A. & Kikuchi, R.K.P. (1996). Impact of tourism development on the coral reefs of the Abrolhos area, Brazil. *Biological Conservation*, 76(2):215-216.
- Leão, Z.M.A.N. & Ginsburg, R.N. (1997). Living reefs surrounded by siliciclastic sediments: the Abrolhos coastal reefs, Bahia, Brazil. *Proc. 8th Intern. Coral Reef Symp.*, 2:1767-772.
- Leão, Z.M.A.N., Kikuchi, R.K.P., Testa, V., Telles, M.D., Pereira, J.L.J., Dutra, L.X.C. & Sampaio, C.L.S. (1999). First coral reef assessment in the Southern hemisphere applying the AGRRA rapid protocol (Caramuanas Reef, Bahia, Brazil). *Int. Conf. Sci. Aspects Coral Reef Assess. Monitor. Restor.* (Fort Lauderdale, Florida): 422-423.
- Leão, Z.M.A.N. & Kikuchi, R.K.P. (2001). The Abrolhos Reefs of Brasil. In: Seeliger, U. e Kjerfve, B. (Eds.). *Coastal marine ecosystems of Latin America, ecological studies*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 83-96.
- Leão, Z.M.A.N., Kikuchi, R. K. P. & Testa, V. (2003). Corals and coral reefs of Brazil, In: Cortes, J. (ed.). *Latin American Coral Reefs*. Amsterdam: Elsevier Publisher. pp. 9-52.
- Leão, Z.M.A.N., Kikuchi, R.K.P., Dutra, L.X.C. & Oliveira, M.D.M. (2006). The status of Eastern Brazil coral reefs during the last 5 000 years. *Proc. 10th Int. Coral Reef Symposium* 1: 959-968.
- Leão, Z.M.A.N. & Fournier, J. (2007). Contribution à l'étude biogéomorphologique d'un archipel d'origine volcanique: une synthèse sur le complexe récifal d'Abrolhos (Bahia, Brésil). In: Étienne, S. e Paris, R. (Orgs.). *Les littoraux volcaniques: Une approche environnementale*. Clermont-Ferrand: Presses Universitaires Blaise Pascal. pp. 193-219.
- Leão, Z.M.A.N., Kikuchi, R.K.P. & Oliveira, M.D.M. (2008). Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano. *Biota Neotropica.*, 8(3):69-82.
- Leão, Z.M.A.N., Minervino-Neto, Ferreira, A.B.P., Feitosa, C.V., Sampaio, C.L.S., Costa-Sassi, C.F., Neves, E.G., George-Olavo, F.A.M.F., Gil, M.S., Strenzel, M.R., Sovierzoski, H.H., Oliveira, J.E.L., Mendes, L.F., Soares, M.O., Araújo, M-E, Oliveira, M.D.M., Maida, M., Correia, M.D., Rosa, R.S., Sassi, R., Johnsson, R., Francini-Filho, R.B., Kikuchi, R.P. & Leite, T.S. (2015). Monitoramento dos recifes e ecossistemas coralíneos. In: Turra, A. e Denadai, M.R. (orgs.). *Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos* [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. pp. 155-179. ISBN 978-85-98729-25-1.
- Leão, Z.M.A.N., Kikuchi, R.K.P., Ferreira, B.P., Neves, E.G., Sovierzoski, H.H., Oliveira, M.D.M., Maida, M., Correia, M.D. & Johnsson, R. (2016). Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. *Braz. j. oceanogr.*, 64 (spe2): 97- 116. <https://doi.org/10.1590/S1679-875920160916064sp2>

- Lessa, G.C., Santos, F.M., Souza Filho, P.W. & Corrêa-Gomes, L.C. (2019). Brazilian Estuaries: A Geomorphologic and Oceanographic Perspective. In: Lana, P.C. e Bernardino, A.F. (eds), Brazilian Estuaries. Berlin, Springer International Publishing AG:1-37. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5>
- Manes, S. (2022). Nature-based solutions for climate change adaptation: from global to local scale analysis. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, PPGE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Tese de doutorado, Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 132 pp.
- Marangoni, J.C. (2008). Subsídios para o gerenciamento das marismas no estuário da Lagoa dos Patos (RS). Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Oceanografia Biológica da Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS. 149 pp.
- Maretti, C. (2017). Brazilian Blue Initiative -- a strategy for nature conservation (10%) and sustainable development of the coastal-marine zone, focused on protected areas and a sustainable finance mechanism. DOI: 10.13140/RG.2.2.24821.88805 <https://www.researchgate.net/publication/319546513>
- Maretti, C. (2018). Brazil increases marine protection to over 25%. Disponível em: <https://www.iucn.org/news/protected-areas/201803/brazil-increases-marine-protection-over-25>
- Matthews-Cascon, H. & Lotufo, T.M.C. (2006). Biota Marinha da Costa Oeste do Ceará. Brasília: Ministério do Meio Ambiente (MMA).
- Mclachlan, A. & Brown, A. (2006). Sandy beaches as ecosystems. Amsterdam: Elsevier Science Publishers. 373 p.
- Migotto, A.E., Silveira, S.L., Schlenz, E. & Freitas, J.C. (1999). Filo Cnidaria. In: Migotto, A.E. e Thiago, C.G. (eds.). Bases para conservação da biodiversidade de São Paulo - Síntese do conhecimento ao final do século XX 3: invertebrados marinhos. Biodiversidade do Estado de São Paulo: São Paulo: FAPESP: p. 33-46.
- Milanelli, J.C.C. (2003). Biomonitoramento de costões rochosos instrumento para avaliação de impactos gerados por vazamentos de óleo na região do Canal de São Sebastião - São Paulo. 2003. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. doi:10.11606
- Milanelli J.C.C. & Daunt, A.B.P. (2014). Costões rochosos do litoral paulista, biota e petróleo: 47-51. In: Dias-Brito, D. ... [et al.], Sensibilidade do litoral paulista a derramamentos de petróleo: um atlas em escala de detalhe. Rio Claro: UNESP, 236 pp. e-Book ISBN: 978-85-89082-32-7
- Moreno, T.R. & Rocha, R.M. (2012). Ecologia de costões rochosos. Estud. Biol., Ambiente Divers, 34(83):191-201.
- Muehe, D. (2003). Beach Morphodynamic research in Brazil: evolution and applicability. J. Coast. Res, (SI 35):32-42.
- Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2014). A Classificação dos Macrohabitats do Pantanal Mato-grossense. In: Nunes da Cunha, C., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (eds.). Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats. Cuiabá, MT: Editora da Universidade Federal de Mato Grosso. p. 77-122.
- Oigman-Pszczol, S. S. & Creed, J.C. (2004). Size structure and spatial distribution of the corals *Mussismilia hispida* and *Siderastrea stellata* (Scleractinia) at Armação dos Búzios, Brazil. Bull. Mar. Sci., 74(2):433-448.
- Oigman-Pszczol, S.S. & Creed, J.C. (2006). Distribution abundance of fauna on living tissues of two Brazilian hermatypic corals (*Mussismilia hispida* (Verril 1902) and *Siderastrea stellata* Verril, 1868). Hydrobiologia, v. 563, p. 143-154.
- Pereira, R.C. e Soares-Gomes, A. (org.) (2009). Biologia marinha. 2ª Edição. Rio de Janeiro, Interciência. 656 pp. ISBN: 9788571932135
- Pitombo, F., Ratto, C.C. & Belém, M.J.C. (1988). Species diversity and zonation pattern of hermatypic corals at two fringing reefs of Abrolhos Archipelago, Brazil. Proc. 6th Int. Coral Reef Symp., (2):817-820.
- Prates, A.P.L., Gonçalves, M.A. & Rosa, M.R. (2012). Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil. Brasília: MMA. 152 pp.
- Schaeffer-Novelli, Y., Soriano-Sierra, E.J., Claudia Câmara do Vale C.C., Bernini, E., Rovai, A.S., Pinheiro, M.A.A., Schmidt, A.J., Almeida, R., Coelho-Jr, C., Menghini, R.P., Martinez, D.I., Abuchahla, G.M.O., Cunha-Lignon, M., Charlier-Sarubo, S., Shirazawa-Freitas, J. & Cintrón-Molero, G. (2016). Climate changes in mangrove forests and salt marshes. Brazilian Journal of Oceanography, 64(sp2):27-36.
- Schaeffer-Novelli, Y., Abuchahla, G.M.O. & Cintrón-Molero, G. (eds.). (2023). Brazilian mangroves and salt marshes. Springer Nature, Switzerland. 394 pp.
- Silva Júnior, O.G. & El-Robrini, M. (2001). Morfoestratigrafia do noroeste da planície costeira de São João de Pirabas (Nordeste do Pará). Braz J Oceanogr 49:98-114.

Silva, P.S.R., Neves, L.P. & Bemvenuti, C.E. (2008). Temporal variation of sandy beach macrofauna in cassino beach, extreme south Brazil. *Braz. J. Oceanogr.*, 56(4): 257-270.

Silva, L.R., Haueisen, M.P., Semprebom, T.R. & Peiro, D. (2021). Conhecendo ecossistemas: delta estuarino, lagoas, lagoas e restingas. <https://www.bioicos.org.br/post/conhecendo-ecossistemas-delta-estuarino-lagoas-lagoas-restingas> acessado 03.03.2023.

Somero, G.N. (2012). The physiology of global change: linking patterns to mechanisms. *Ann. Rev. Mar. Sci.*, 4:39-61.

Soriano-Sierra, E.J., Schaeffer-Novelli, Y., Rovai, A.S., Bernini, E. & Abuchahla, G. M.O. (2015). Protocolo mínimo para monitoramento da estrutura de pradarias de marismas como indicadora de mudanças climáticas. In: Turra, A. e Denadai, M. R. (Orgs.). Protocolos de campo para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros. Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros. São Paulo: ReBentos, pp. 112-117.

Soriano-Sierra, E.J., Schaeffer-Novelli, Y., Rovai, A.S., Bernini, E. & Abuchahla, G.M.O. (2015). Monitoramento da estrutura de pradarias de marismas. In: Turra, A., e Denadai, M.R. (orgs). Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, pp. 116-121. ISBN 978-85-98729-25-1.

Sousa, R.C., Pereira, L.C.C., Silva, N.I.S., Oliveira, S.M.O., Pinto, K.S.T. & Costa, R.M. (2011). Recreational carrying capacity of Amazon macrotidal beaches during the peak vacation season. *J. Coast. Res.*, (SI 64):1292-1296.

Souza Filho, P.W.M., Lessa, G.C., Cohen, M.C.L., Costa, F.R. e Lara, R.J. (2009). The subsiding macrotidal barrier estuarine system of the eastern Amazon coast, northern Brazil. In: Dillenburg, S.F., Hesp, P.A. (eds.), *Geology and geomorphology of Holocene coastal barriers of Brazil*, Lecture notes in earth sciences. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 347–375.

Szlafsztein, C. e Lara, R. (2002). Sea level rise and coastal land use in North Brazil: legal aspects. *International Symposium on Lowlying Coastal Areas: Hydrology and Integrated Coastal Zone Management*. Bremerhaven: Germany. pp. 353-360.

Thom, B.G. (1982). Mangrove ecology: A geomorphological perspective. In: Clough (ed.), *Mangrove Ecosystems in Australia*, Structure, Function and Management: 3-17. Canberra, A.N.U. Press.

Turra, A. & Denadai, M.R.

Vale, C.C., Cintron-Molero, G. & Schaeffer-Novelli, Y. (2023). The Brazilian Coastal Landscapes: a narrative. In: Schaeffer-Novelli, Y., Abuchahla G.M.O. & Cintrón-Molero, G. (eds.). *Brazilian mangroves and salt marshes, Brazilian Marine Biodiversity*, Springer Nature, Switzerland. 394 pp. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-13486-9>

Villaça, R. e Pitombo, F.B. (1997). Benthic communities of shallow-water reefs of Abrolhos, Brazil. *Rev. Bras. Oceanogr.*, 45(1/2):35-43.

Woodroffe, C.D. (1992). Mangrove sediments and geomorphology. In: Robertson, A.L.; Alongi, D.M. (Eds.). *Coastal and Estuarine Studies*. Washington: American Geophysical Union. pp. 7-41.

[O recife de corais raro na boca do rio Amazonas sob ameaça da extração de petróleo - BBC News Brasil](#). (2022). O recife de corais raro na boca do rio Amazonas sob ameaça da extração de petróleo - Jamille Ribeiro Bastos do Carmo – BBC – 24/12/2022.

SEÇÃO III

AS ÁREAS ÚMIDAS INTERIORES



CONSIDERAÇÕES GERAIS

Wolfgang J. Junk

Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT – INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Rua Vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: wjj@evolbio.mpg.de

O Brasil possui uma grande variedade de AUs interiores de diferentes tamanho e complexidade. Elas são tratadas em 18 capítulos individuais, o que representa essa grande diversidade. Cerca de 75 cientistas de 31 instituições juntaram o seu conhecimento para elaborar os trabalhos. Isso demonstra o interesse e a capacidade da comunidade científica de colaborar para conseguir um produto científico de interesse nacional e internacional.

Muitas AUs se encaixam nos sistemas de classificação já existentes na literatura internacional. Trata-se das AUs de extensão relativamente pequena e estrutura relativamente simples, tais como as ripárias ao longo dos pequenos riachos, as veredas e as turfeiras. Elas são definidas em termos de suas características ecológicas, tais como a hidrologia, a extensão, a cobertura vegetal e suas funções na paisagem e para o homem. Na classificação brasileira, elas entram em nível de *Subsistema de AUs com nível de água relativamente estável* ou de *Ordem de AUs sujeitas a pulsos imprevisíveis polimodais de curta duração*. De lá elas passam diretamente ao nível de subclasse e macro-hábitat. Mesmo assim a sua classificação é bastante simples (**Capítulo 1**).

Nove capítulos tratam dessas AUs relativamente pequenas, que são espalhadas no território brasileiro. Eles mostram uma diversidade grande, mas indicam também grandes lacunas de conhecimento porque grandes regiões do país ainda não foram estudadas. Por exemplo, existem na região das cabeceiras do Rio Guaporé muitas lagoas rasas e depressões úmidas, que formam um importante corredor úmido entre o Pantanal no Cerrado e as grandes AUs do Rio Guaporé na Bacia Amazônica. Elas estão ameaçadas porque a região está sob forte pressão do agronegócio. Para todas as regiões faltam planos de manejo sustentável dos recursos hídricos e da biodiversidade, que só podem ser elaborados com um levantamento pormenorizado das AUs por métodos de sensoriamento remoto e estudos ecológicos adicionais.

Entretanto, existem também várias grandes paisagens úmidas (PUs), que cobrem centenas ou milhares de quilômetros quadrados e que chamam atenção de cientistas nacionais e internacionais devido às suas múltiplas funções ecológicas, inclusive sua biodiversidade. Além disso, eles representam unidades paisagísticas de importância econômica, política e social e merecem, em função disso, um tratamento científico específico, tais como as

várzeas Amazônicas, as áreas alagáveis do Rio Paraná, o Pantanal de Mato Grosso e várias PUs costeiro-marinhas.

Como descrito no **Capítulo 1** sobre a Definição, Delineamento e Classificação Brasileira das Áreas Úmidas, a classificação de grandes PUs cria problemas para todos os sistemas nacionais e internacionais de classificação, porque eles incluem diferentes tipos de AUs ao longo do gradiente hidrológico inteiro. O sistema brasileiro resolve esse problema pela introdução de PUs como categoria específica. Ela considera as suas peculiaridades hidrológicas pelo estabelecimento de cinco Unidades Funcionais: permanentemente aquática, periodicamente terrestre com dominância da fase aquática, periodicamente terrestre com dominância da fase terrestre, permanentemente terrestre, e pantanosa. Uma sexta categoria inclui macro-habitats antropogênicos que não foram enquadrados na classificação hidrológica.

Oito capítulos deste livro tratam de PUs interiores, das quais seis já foram classificadas até o nível de macro-habitat: as várzeas e igapós amazônicos, as PUs ao longo do médio Rio Paraná, o Pantanal, a PU do médio Rio Araguaia, e a PU do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – RJ. A PU do baixo Rio Guaporé já foi levantada. As AUs nas cabeceiras do Rio Xingu e das Savanas de Roraima foram caracterizadas e entraram como PUs na classificação, porém falta ainda a classificação dos seus macro-habitats. Existem, contudo, várias outras PUs que ainda não foram cientificamente abordadas, por exemplo, no alto Rio Negro e no Parque Nacional de Viruá.

Todos os capítulos são acompanhados por amplas listas de literatura, que permitem aos leitores interessados acesso a informações científicas adicionais. Eles oferecem, de forma resumida, uma boa base para políticas públicas modernas em níveis internacional, nacional, estadual e regional. As lacunas apresentadas deveriam servir como desafios, para aperfeiçoar os panoramas científico e político, e adaptá-los às exigências de um país grande em fase de desenvolvimento acelerado.

CAPÍTULO 6

AS ÁREAS ÚMIDAS AO LONGO DOS GRANDES RIOS AMAZÔNICOS: VÁRZEAS E IGAPÓS

Wolfgang J. Junk¹, Jochen Schöngart²,
Florian Wittmann³ e Maria Teresa Fernandez Piedade⁴

¹ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)

² Ecology, monitoring and sustainable use of wetlands (MAUA research group), National Institute for Amazon Research (INPA), Av. André Araújo 2936, 69.067–375, Manaus-AM, Brazil; jschongart@gmail.com

³ Dep. of Wetland Ecology, Institute for Geography and Geoecology, Karlsruhe Institute for Technology, Josefstr. 1, D-76437 Rastatt, Germany; florian.wittmann@kit.edu

⁴ Ecology, monitoring and sustainable use of wetlands (MAUA research group), National Institute for Amazon Research (INPA), Av. André Araújo 2936, 69.067–375, Manaus-AM, Brazil; maua.manaus@gmail.com

RESUMO

Épocas chuvosas e secas resultam em fortes mudanças do nível da água nos grandes rios amazônicos, que criam largas áreas alagáveis ao longo dos seus cursos. Essas áreas ao longo dos rios de água branca, ricos em sedimentos e nutrientes dissolvidos, são chamadas várzeas, e aquelas ao longo dos rios com água preta e clara, pobres em sedimentos e nutrientes dissolvidos, são denominadas igapós. O pulso de inundação anual, monomodal e previsível criou uma flora e fauna ricas em espécies, altamente adaptadas e com muitas espécies endêmicas. Este capítulo resume o conhecimento sobre a extensão de várzeas e igapós, as suas peculiaridades ecológicas, a sua biodiversidade e as adaptações de plantas e animais para as inundações e secas. Solos e água das várzeas são férteis e providenciam ricos estoques pesqueiros, florestas alagáveis para a extração de madeira e condições para a agricultura e pecuária. Diferentes grupos de usuários na várzea competem para maximizar os benefícios de suas atividades ao custo de outros grupos e da capacidade de suporte dos ecossistemas. Igapós são pobres em nutrientes e de baixa produtividade e por isso de baixo valor para o uso humano. O capítulo apresenta dados sobre a produtividade das diferentes formas de manejo e seus impactos para os ecossistemas. Ele analisa também a sua importância para a população que vive nas áreas alagáveis e para a economia regional em geral. Atualmente, cerca de 50% da Bacia Amazônica brasileira é protegida, dos quais, 24,3% são integrados no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e 22,8% foram criados nas últimas décadas como terras indígenas (TIs), com as demais áreas protegidas pertencendo a outras categorias, como as Terras Quilombolas. São discutidos problemas gerais do estágio de proteção das várzeas e igapós e das população local frente aos grandes projetos de infraestrutura, como a construção de usinas hidrelétricas, mineração, agroindústria e extração de madeira. Além disso, o impacto das mudanças climáticas é abordado, lacunas de conhecimento científico são indicadas, e recomendações para o uso sustentável e a proteção dessas paisagens úmidas únicas são formuladas.

Palavras-chave: áreas alagáveis, várzeas, igapós, ecologia, biodiversidade, produção primária, aproveitamento, impactos humanos, proteção.

ABSTRACT

Wetlands along large Amazonian rivers: várzeas and igapós – Rainy and dry seasons lead to strong annual water level fluctuations in large Amazonian rivers that result in extended lateral flood plains. Along nutrient- and sediment-rich whitewater rivers, these are called várzeas, and along sediment- and nutrient-poor black water and clear water rivers igapós. In both, the predictable annual monomodal flood pulses have led to the development of a species-rich, highly adapted flora and fauna with many endemic species. The article summarizes current knowledge about the extent of várzeas and igapós, their ecological peculiarities and biodiversity, as well as the adaptations of their plants and animals to changing periods of floods and drought. The waters and soils of várzeas are fertile and provide abundant fish stocks, floodplain forests for timber extraction, and favorable conditions for agriculture and cattle ranching. However, the different stakeholders often seek to maximize their benefits with little regard for the well-being of others or for the carrying capacity of the ecosystem. By contrast, igapós are nutrient-poor and of low productivity and therefore considered to be of low value for human use. Data on the productivity of the different management forms of várzeas and igapós and their impacts on the respective ecosystems are provided, and the importance of these ecosystems for populations living in their floodplains, as well as for the local economy in general, is considered. Currently, protected areas cover about 50% of the Brazilian Amazon basin, with 24.3% protected at the federal and state levels and incorporated in the National System of Conservation Units (SNUC); 22.8% is designated as areas belonging to indigenous people (terras indígenas), with the remaining area protected under other categories, for example, colonies of former slaves (quilombolas). General problems arising from the conflict between the protection status of várzeas, igapós, and local populations and large infrastructure projects, such as hydroelectric power plans, but also mining, agroindustry, and logging, are discussed. Finally, the article assesses the impact of global climate change, identifies persisting gaps in scientific knowledge, and makes recommendations for the sustainable use and protection of wetlands and their unique landscapes.

Keywords: floodplain, *várzeas*, *igapós*, ecology, biodiversity, primary production, utilization, human impacts, protection.

INTRODUÇÃO

O Brasil possui várias grandes paisagens úmidas (PUs), que cobrem milhares de quilômetros quadrados e chamam a atenção de cientistas nacionais e internacionais por causa de suas múltiplas funções ecológicas e por sua biodiversidade. Além disso elas representam unidades paisagísticas de importância econômica, política e social e merecem, em razão disso, um tratamento científico específico. Algumas dessas paisagens, tais como as várzeas amazônicas, as áreas alagáveis do Rio Paraná e o Pantanal de Mato Grosso são muito bem estudadas, outras estão em fase adiantada de conhecimento, mas para algumas ainda faltam estudos detalhados. Este capítulo resume as informações sobre as várzeas e igapós amazônicos, evidenciando as lacunas ainda existentes no conhecimento. Várzeas são áreas alagáveis, com solos aluviais férteis e uma extensão de cerca de 450.000 km², que ocorrem ao longo dos rios de água branca que drenam a Cordilheira Andina e a região de encostas Pré-Andinas para o leste. Igapós ocorrem ao longo dos rios de água preta, principalmente nas regiões noroeste e central da Amazônia, caracterizados por uma pobreza de nutrientes. Os igapós ao longo dos rios de água clara drenam principalmente a região dos Escudos de Guiana (norte da Amazônia) e do Brasil Central (sul da Amazônia) e possuem uma fertilidade intermediária. No total, os igapós cobrem cerca de 300.000

km² na Amazônia. Várzeas e igapós da Amazônia são comumente influenciados por um pulso monomodal de inundação com fases de cheia e seca durante o ano com grandes amplitudes de vários metros.

1. GÊNESE

A Bacia Amazônica faz parte de uma depressão muito antiga, que já existia no continente Gondwana e se abria para o Oeste. Quando o continente sul-americano se separou da África, cerca de 118 milhões de anos atrás, a bacia já era fechada no Oeste pelos primórdios dos Andes, com exceção de uma abertura, chamada Portal Marañón, que se fechou provavelmente durante o fim do Cretáceo (cerca de 73 milhões de anos atrás). Uma mudança abrupta da flora e estrutura das florestas ocorreu na transição do Cretáceo-Paleoceno causada por impactos de meteoritos na Península de Iucatã, no México, com a emergência das angiospermas (Carvalho *et al.*, 2021). Segundo Hoorn *et al.* (2010), a Pan-Amazônia naquela época teve uma extensão maior incluindo as bacias dos rios Orinoco e Magdalena no norte e se estendendo até o norte da bacia do Rio Paraná. A divisão da drenagem estava inicialmente situada na Amazônia Oriental, mas durante a época do Paleoceno (~65 a 23 Ma) migrou para oeste. A paisagem era predominantemente cratônica e áreas alagáveis possivelmente já ocorreram ao longo dos grandes rios. Durante o Paleoceno, as partes oeste e noroeste da planície pan-amazoniana caracterizavam-se pela alternância de condições fluviais e de transgressões marinhas. Durante o Paleoceno teve início a elevação da parte central da Cordilheira Andina pela subducção da placa tectônica do Pacífico, que se intensificou na transição do Oligoceno para o Mioceno (~23 Ma) e durante o Mioceno (~12 Ma). A criação dessa barreira física resultou na formação de uma vasta região coberta por grandes áreas úmidas e lagos, cujos sedimentos cobriam toda a área entre os Andes e os escudos arqueanos das Guianas e do Brasil Central (Sistema Pebas). Cerca de 30 milhões de anos atrás a depressão do Pantanal se separou da Bacia Amazônica e teve o seu próprio desenvolvimento geológico e biogeográfico. Aproximadamente 10 Ma atrás, ainda no Mioceno, sedimentos andinos chegaram à costa atlântica através de um novo sistema de drenagem da Amazônia, e o Rio Amazonas tornou-se plenamente estabelecido cerca de 7 Ma atrás (Hoorn *et al.*, 2017). Esse processo iniciou a formação de grandes paisagens de várzeas.

Desde o Médio Pleistoceno, cerca de 600.000 até 900.000 anos atrás, as AUs ao longo dos grandes rios na Bacia Amazônica Central sofreram mudanças hidrológicas drásticas por causa das flutuações do nível do mar, em consequência das mudanças entre épocas glaciais e interglaciais (Irion *et al.*, 2010). Porém, a sua posição ao longo do Equador resultou em períodos de chuva e de seca previsíveis, provavelmente durante muitos milhões de anos em um clima subtropical/tropical, o que permitiu a adaptação de plantas e animais a um pulso hidrológico monomodal previsível (Irion 1984; Colinvaux *et al.*, 2001). A grande extensão das bacias hidrográficas garantiu às AUs ao longo dos grandes rios uma resiliência

grande contra a extinção de espécies. Por isso, o número de espécies de plantas e animais endêmicas é muito elevado.

Durante a última época glacial, que terminou cerca de 12.000 anos atrás, o nível do mar era cerca de 120 m abaixo do nível atual. A deposição de sedimentos recentes durante os milênios seguintes formou a área alagável recente ativa dos rios de água branca (Figura 1). Esse processo ainda não chegou ao seu estágio final, como mostram as extensas lagoas nas várzeas do baixo Amazonas.



Figura 1. A várzea (Ilha da Marchantaria) perto de Manaus durante a cheia (Foto Jochen Schöngart).

Os rios de água clara e preta têm uma carga sedimentar muito baixa, que não era suficiente para encher as partes inferiores das valas erodidas na época glacial, formando hoje amplos lagos de “Ria”, por exemplo, nas bocas do Rio Tapajós e do Rio Negro. Isso significa que os sedimentos, que formam as planícies inundáveis dos grandes rios dentro da planície sedimentar central, são resultado da sedimentação recente e da sedimentação em épocas interglaciais passadas (paleo-várzeas e paleo-igapós ativos e inativos) (Irion *et al.*, 2010).

2. CLIMA E HIDROLOGIA

As várzeas ocorrem principalmente nas regiões do oeste, sudoeste, central e leste da Amazônia. Os igapós predominam nas regiões noroeste, norte, central, sul e leste. O clima é tropical, mas a precipitação varia entre 1.200 mm por ano nas cabeceiras localizadas nos complexos savânicos até mais de 4.000 mm na região noroeste. A temperatura média anual na Amazônia Central é de cerca de 27 °C com médias mensais oscilando entre 26 °C (estação chuvosa) e 28 °C (estação seca). Nas várzeas e nos igapós a queda na temperatura do ar é menos pronunciada durante a cheia do que no período de água baixa, porque a

água quente atua como um sistema de tamponamento (Schöngart & Junk, 2020). Durante friagens, que normalmente ocorrem no mês de maio, massas de ar da Antártica, acompanhadas de fortes ventos e pancadas de chuvas, ocorrem, e as temperaturas podem cair durante dois a três dias, chegando na Amazonia Central a até 18-20° C. A temperatura da água dos rios varia entre 26 e 32 °C. Durante a seca, a água nos poços remanescentes pode atingir até 40 °C durante o dia. A umidade do ar varia entre 87% durante a época chuvosa e 75% durante a época seca (Schöngart & Junk, 2020).

A precipitação chega a cerca de 2.100 mm ano⁻¹ no centro da bacia, perto de Manaus, aumenta em direção aos Andes, e tem uma depressão no baixo Amazonas (< 2.000 mm), aumentando de novo perto do Atlântico. A evaporação varia entre 50 mm mês⁻¹ durante a época chuvosa a 90 mm mês⁻¹ durante a época seca. Nos últimos anos têm ocorrido períodos de secas e de chuvas mais extremas, fato relacionado às mudanças climáticas globais (Junk & Krambeck, 2000). O nível de água do Solimões/Amazonas e do Rio Negro é sujeito a um pulso de inundação monomodal previsível de alta amplitude (Figura 2).

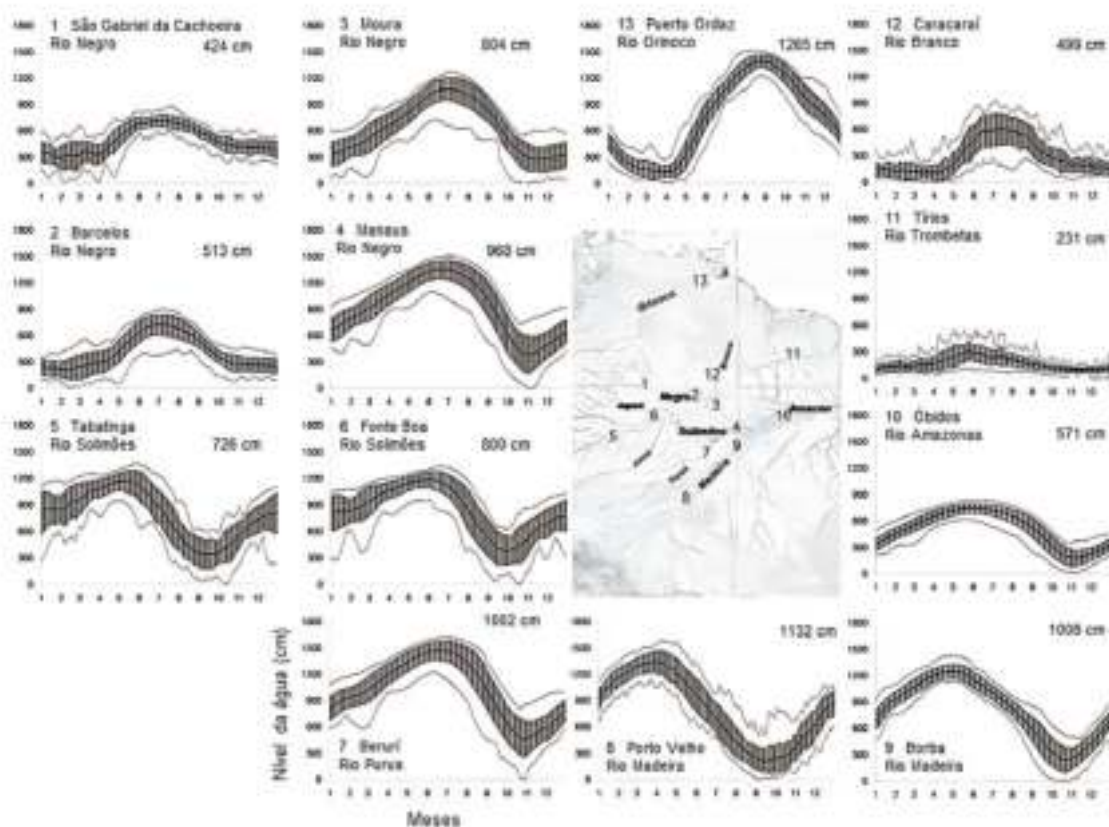


Figura 2. Padrões de pulso de inundação de 13 estações hidrológicas localizadas nos rios Amazonas, Solimões, Negro, Branco, Trombetas, Purus e Madeira. As localizações geográficas das estações são indicadas por números no mapa. Os hidrogramas indicam o nível médio anual de água, desvio padrão, mínimos e máximos com base na análise do período de 1983 a 2005 (n=23). Os números indicam a amplitude média anual (dados: estações 1, 2, 3, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12: Agência Nacional de Águas – ANA; estações 4, 5: Superintendência Estadual de Navegação, Portos e Hidrovias - SNPH, estação 13: Ministério do Poder Popular para Ciência e Tecnologia, Observatório de Pesquisa Ambiental (ORE, HYBAM) (Adaptado de: Junk *et al.*, 2011).

3. TIPOLOGIA DAS ÁGUAS

A tipologia das águas dos rios amazônicos se baseia em parâmetros físicos e químicos e relaciona os tipos de água com as condições geológicas e geomorfológicas das áreas de captação desses rios, conforme publicado por Sioli (1956). Rios de água branca, tais como o curso principal do Solimões/Amazonas e os seus grandes tributários, Juruá, Japurá, Purus e Madeira, nascem nos Andes, de onde eles trazem grandes quantidades de sedimentos férteis, que depositam nas áreas alagáveis acompanhando seus leitos. A água é rica em sais minerais e para com um pH neutro. Com a distância crescente dos Andes, a água é diluída pelos tributários de água clara e preta. Por exemplo, a condutividade elétrica do Rio Amazonas diminui de cerca de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ perto dos Andes para cerca de 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no seu curso inferior.

Os rios de água preta têm as suas nascentes no escudo das Guianas e na região noroeste, onde existem grandes áreas arenosas (podzols), que produzem a água preta. A água é transparente e de cor marrom por causa das altas concentrações de substâncias húmicas e fúlvicas, e pobre em nutrientes. Os rios de água preta transportam poucos sedimentos em suspensão, o que diminui a taxa de sedimentação e erosão e deixa a área alagável do ponto de vista hidromorfológico relativamente estável. Em consequência disso, a dinâmica do desenvolvimento da vegetação também é baixa. Tributários laterais podem contribuir com água clara. Se a quantidade de água clara é grande, ela pode localmente modificar o caráter dos rios principais. Por exemplo, a entrada de água clara do Rio Branco, tributário esquerdo do Rio Negro, aumenta a carga sedimentar e levemente a fertilidade do igapó no lado esquerdo desse rio.

Os rios de água clara nascem nos escudos do Brasil Central e da Guiana. Por causa da baixa carga sedimentar, os processos de sedimentação e erosão no igapó de água clara são mais lentos que nas várzeas. O conteúdo de nutrientes e o pH são muito baixos. Os atributos ecológicos principais dos diferentes tipos de água encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1. Atributos ecológicos de rios amazônicos de água branca, preta e clara (Adaptado de: Junk *et al.*, 2011).

Atributos ecológicos	Água branca	Água preta	Água clara
pH	ao redor de 7	ácido, (<5)	variável (5-8)
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	40-100	<20	5-40
Transparência (Profund. Secchi)	20-60 cm	60-120 cm	>150 cm
Cor da água	túrbida	marrom	esverdeada
Substâncias húmicas	baixas	altas	baixas
Mat. inorgânico em suspensão	alto	baixo	baixo
Relação entre Cátions alcalinos e alcalino-terrosos	Ca, Mg >Na, K	Na, K >Ca, Mg	variável

Continua...

Atributos ecológicos	Água branca	Água preta	Água clara
Ânions dominantes	CO ³⁻	SO ⁴⁻ , Cl ⁻	variável
Fertilidade do substrato e da água	alto	baixo	alto – intermediário

Dentro da planície, a água dos rios barrentos sofre modificações na sua composição química por causa da diluição pela água de chuva, a entrada de pequenos tributários de água preta e clara da terra firme adjacente e, durante a seca, a entrada de água do lençol freático. Ciclos biológicos complexos resultam na absorção e liberação de nutrientes, levando a uma variabilidade considerável nas concentrações de substâncias dissolvidas na água durante o ciclo hidrológico. O pulso de inundação conecta os ciclos de produção e decomposição da matéria orgânica durante a fase terrestre com aqueles durante a fase aquática. O ciclo de Nitrogênio mostra a importância da fixação desse elemento e a desnitrificação tanto na fase aquática quanto na fase terrestre para o balanço de nitrogênio (Kern & Darwich, 1997; Kern *et al.*, 2010).

De acordo com estudos recentes, muitos rios amazônicos mostram características mistas entre esses três grandes tipos (Rios-Villamizar, 2016). Mesmo assim, a classificação generalizada proposta pelo Sioli (1956) continua sendo válida e usada até hoje, porque ela facilita a interpretação de diferenças ecológicas, fitossociológicas e biogeográficas entre as macrorregiões amazônicas. A distribuição dos rios de água branca, preta e clara é indicada na Figura 3.

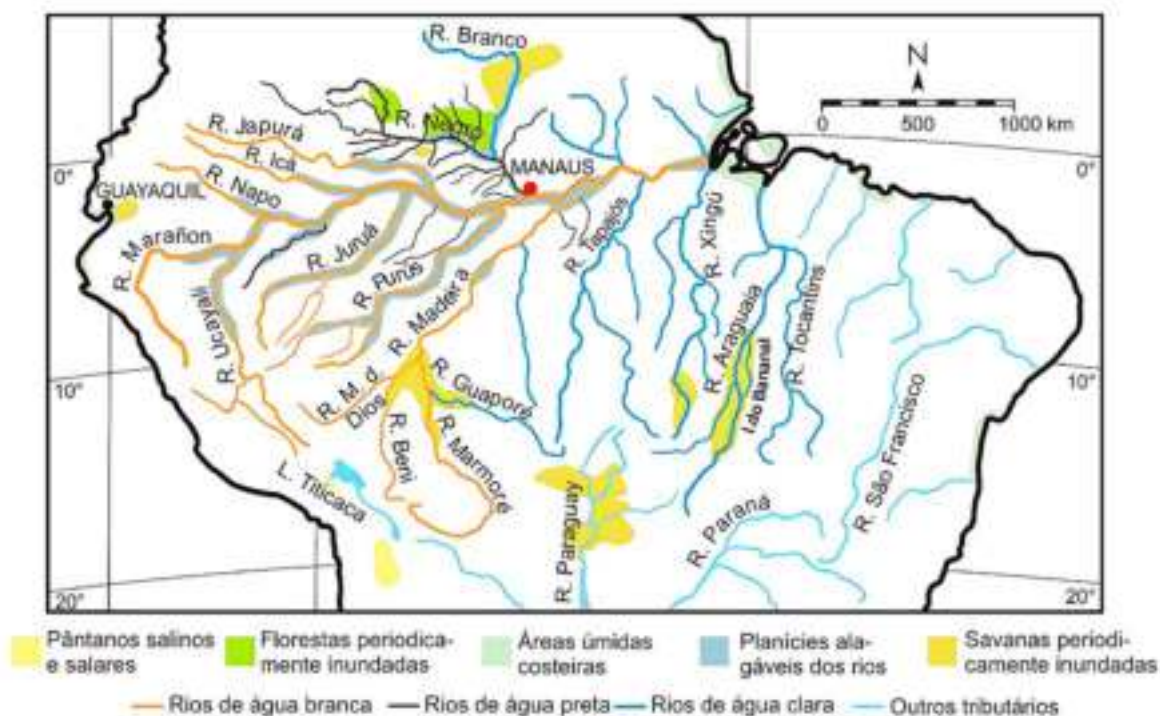


Figura 3. A distribuição dos grandes rios de água branca, preta e clara na Bacia Amazônica (Adaptado de: Junk *et al.*, 2011).

4. INFORMAÇÕES ESPECÍFICAS SOBRE AS VÁRZEAS

4.1 Distribuição e extensão das várzeas

As áreas alagáveis dos rios de água branca são chamadas várzeas. Elas se estendem em forma linear ao longo das calhas dos rios e diferem ecologicamente da terra firme adjacente e dos seus pequenos tributários de água clara e preta, que não têm influência Andina e pré-Andina. Os pontos no Oeste se encontram na fronteira entre Brasil e Colômbia, Peru e Bolívia (o ponto mais no Oeste 74º, no Sul 12º, no Norte 0º, e no Leste no começo do delta do Amazonas, cerca de 52º). O delta do Amazonas pertence ao estuário e não é tratado aqui.

Tabela 2. Áreas úmidas nas bacias de rios de água branca na Bacia Amazônica.

As áreas indicadas pelos rios foram determinadas com a resolução de 100 m, com base no JERS *synthetic aperture radar mosaic* (Adaptado de: Melack & Hess, 2010).

	Bacia (km ²)	Mapeada (km ²)	Inundável (km ²)	Água aberta	Herbáceas	Floresta
Madeira:	1.316.600	1.057.400	210.100	5,8%	33,5%	60,7%
Purus:	368.400	368.200	36.100	3,4%	5,6%	91,0%
Juruá:	189.500	189.300	20.900	2,4%	6,8%	90,7%
Japurá-Caquetá:	255.900	255.900	31.900	6,8%	6,2%	87,0%
Solimões/ Amazonas (só calha):		98.100	95.040	21,2%	9,7%	69,1%

Esses números apresentam algumas inconsistências com os valores publicados por Wittmann & Junk (2016) com uma estimativa de 450.000 km² de várzea, da seguinte maneira: Amazonas/Solimões: 117.100 km², Madeira: 92.500 km², Marañón: 71.000 km², Ucayali: 41.500 km², Purus: 36.100 km², Caquetá-Japurá: 31.900 km², Juruá: 20.900 km², Putumayo-Içá: 20.300 km², Napo: 10.600 km², Rios menores: 14.400 km². Eles se explicam em parte pela área levantada.

O levantamento das AUs do Solimões/Amazonas se restringe à calha do rio principal, Marañón, até a Ilha de Gurupá, excluindo-se a Ilha de Marajó e o estuário. Toda área é várzea. Da área inundável total de 95.040 km², cerca de 80.000 km² se encontram em território brasileiro. O levantamento pormenorizado da vegetação dos diferentes trechos ao longo da calha mostra que a cobertura da várzea com floresta é mais alta na porção superior do que na inferior, onde a percentagem de áreas com água aberta e vegetação herbácea aumenta consideravelmente (Melack & Hess, 2010).

No caso dos rios, somente o Purus e o Juruá têm a maior parte de suas bacias em território brasileiro. As cabeceiras fora do país não contêm grandes AUs. A bacia hidrográfica do Rio Madeira é dividida entre Brasil e Bolívia. As várzeas se encontram nas calhas do Rio Madeira e de seus grandes tributários bolivianos de água branca, Madre

de Dios, Beni e Mamoré, que têm as suas cabeceiras na área Andina e pré-Andina. Entre esses tributários estendem-se grandes savanas inundáveis cujo regime hidrológico é dominado por precipitação e não pela água branca dos rios. Ao longo do Rio Guaporé, tributário do Rio Madeira, que forma no seu curso médio e inferior a fronteira entre o Brasil e a Bolívia, entende-se uma grande AU. O Guaporé é um rio de água clara. A maior parte de suas AUs é inundada principalmente por águas de chuva. Elas são tratadas em um capítulo separado.

As cabeceiras do Rio Japurá (Rio Caquetá) se encontram na Colômbia. Entretanto, não há informações disponíveis sobre a percentagem da área alagável para a bacia inteira na porção colombiana. As várzeas do Japurá-Caquetá se encontram ao longo da calha dos rios. Não existe uma diferenciação entre várzeas e outros tipos de AUs para essa bacia, porém a maior parte dos tributários se originam da área de captação entre os rios Japurá e Negro, sendo de água preta. Para uma avaliação pormenorizada necessita-se a discriminação da cobertura de várzea e do igapó pelos países que compartilham a Amazônia.

4.2 Caracterização ecológica das várzeas

Os solos da várzea são formados por sedimentos fluviais arenosos e argilosos de origem Andina e pré-Andina. Nas várzeas recentes eles contêm quantidades consideráveis de smectita, illita e kaolinita. Smectita que têm uma alta capacidade de intercâmbio de íons e illita libera potássio durante o processo de degradação. Ambos os fatores contribuem para a alta fertilidade dos solos de várzea. Nas paleo-várzeas as quantidades de smectita e illita diminuem por causa da degradação dos minerais no decorrer do tempo (Furch 2000; Irion *et al.*, 2010), porém, ainda assim a fertilidade nas paleo-várzeas (formação Pebas) é consideravelmente mais alta do que nas terras firmes adjacentes de origem no terciário.

As correntezas dos rios depositam os sedimentos de acordo com o seu tamanho, o que resulta em um mosaico de substratos de granulometria diferente, e formações fluviais distintas, tais como diferentes tipos de lagos, diques, antigos canais, depressões, bancos de areia, etc. A diversidade hidromorfológica leva a períodos diferentes de inundação e seca durante o ciclo hidrológico e provoca a ocupação do espaço por diferentes comunidades de plantas (Figura 4). Essas unidades são chamadas macro-hábitats e usadas para a diferenciação ecológica das várzeas no sistema de classificação das áreas úmidas brasileiras. Esse sistema indica para as várzeas 6 unidades funcionais, 12 subclasses e 35 macro-hábitats (Junk *et al.*, 2012). Se for necessário, o sistema de classificação permite a introdução de novos macro-hábitats sem afetar a sua integridade.



Figura 4. Vista aérea da várzea no encontro das águas do Rio Negro (lado esquerdo) e do Solimões (lado direito), perto de Manaus. A foto mostra a distribuição característica de diferentes unidades hidromorfológicas, como canais, restingas, lagos e depressões. As restingas mais altas são cobertas por floresta alagável, as partes mais baixas, por capinzais, e as depressões, por macrófitas aquáticas. (Photo W. Junk).

4.3 Cobertura vegetal e biodiversidade de plantas

Algas: Poucos estudos existem sobre o número de espécies de fitoplâncton. Uherkowich e Schmidt (1974) indicam 209 espécies e Rodrigues (1994), 262 espécies. Esses estudos certamente subestimam o número total, sendo, por exemplo, o número de 58 espécies de Euglenophyta indicado por Uherkowich e Schmidt bem inferior ao número de 185 espécies indicado por Rodrigues (resumido em Putz & Junk, 1997). A produção primária do fitoplâncton chega a 3t ha^{-1} (Schmidt, 1973). Não há levantamentos disponíveis sobre algas perifíticas, mas sua produção primária calculada por Putz (1997) indica 3.8t ha^{-1} para as várzeas. Um resumo sobre os estudos tratando fitoplâncton e perifiton é apresentado por Putz e Junk (1997).

Plantas herbáceas: Perto de Manaus, 388 espécies de plantas herbáceas foram identificadas, pertencendo a 64 famílias e 182 gêneros, excluindo epífitas (resumido em Junk & Piedade, 1997). Os autores estimam que o número total seria 10-20% maior; 330 espécies são consideradas terrestres, 34 espécies, aquáticas, e 20 espécies, palustres. Em compa-

ração com áreas alagáveis savânicas, o número de espécies aquáticas é relativamente pequeno, porque o alto pulso de inundação com águas barrentas inibe a ocorrência de espécies submersas. Além disso, a floresta alagável elimina plantas herbáceas pelo sombreamento. Muitas espécies ocorrem em número reduzido. Somente 12 espécies são muito abundantes e 5 compõe formações monodominantes.

As espécies colonizam com preferência as áreas sujeitas à sedimentação, mas também ocorrem em áreas desmatadas, onde o seu crescimento não é limitado pela vegetação lenhosa. Em geral, o seu crescimento é muito rápido. Espécies flutuantes, tais como *Salvinia auriculata*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*, mostram durante a enchente taxas de duplicação em tamanho entre cada 7 e 10 dias. Grandes capins C_4 enraizados no sedimento são extremamente produtivos. *Paspalum fasciculatum*, que cresce durante a fase terrestre, atinge durante 230 dias uma biomassa de 57 t ha^{-1} . *Echinochloa polystachya*, que cresce durante as fases aquática e terrestre, chega a uma biomassa de 80 t ha^{-1} e uma produção primária de cerca de 100 t ha^{-1} (Piedade *et al.*, 1991).

Muitas espécies terrestres são plantas ruderais, que ocorrem também em outros habitats fora da várzea. A sua adaptação resulta do crescimento rápido e a produção de muitas sementes que são resistentes à inundação periódica. As adaptações das espécies aquáticas são relacionadas com estratégias de manter as plantas em cima ou perto da superfície da água para mantê-las em condições favoráveis de luz. Descrições encontram-se em Junk e Piedade (1997) e Piedade *et al.* (2019).

A floresta alagável: As partes mais altas das várzeas são cobertas por florestas altamente adaptadas a inundações prolongadas. Elas são diferenciadas em florestas de várzea alta, inundadas em média até 50 dias ano^{-1} e uma profundidade até 3 m, e florestas de várzea baixa, sujeitas a inundações de 50 – 230 dias ano^{-1} e uma profundidade de 3 m – 7,5 m. As duas florestas se distinguem na sua estrutura florestal e pela composição florística. Com mais de 1000 espécies inventariadas, as florestas de várzea são as florestas alagáveis mais ricas em espécies no mundo inteiro (Wittmann *et al.*, 2006). Elas incluem representantes de quase todas as famílias de plantas lenhosas da flora neotropical. Cerca de 50% das espécies levantadas ocorrem na várzea alta, 32%, na várzea baixa, e 18%, em ambos os tipos florestais. Com uma média de cerca de 100 espécies ha^{-1} (indivíduos > 10 cm de diâmetro na altura do peito – dap), a floresta de várzea alta é bem mais rica em espécies do que a floresta de várzea baixa, com média de 57 espécies ha^{-1} , indicando o aumento do estresse hídrico para as espécies com o aumento da duração e da profundidade da inundação. A maioria das espécies da floresta da várzea ocorre também em florestas de terra firme. Porém, cerca de 10% das 658 espécies mais importantes são consideradas endêmicas (Wittmann *et al.*, 2013). Na Amazônia Central, a maioria dessas espécies é restrita à várzea baixa (Wittmann *et al.*, 2010). As árvores mostram muitas adaptações morfológicas, fisiológicas e fenológicas para a inundação prolongada (Parolin *et al.*, 2004, Piedade *et al.*, 2013).

Constantes processos de erosão e sedimentação reestruturam permanentemente partes das várzeas e resultam na formação de diferentes estágios sucessionais florestais. As espécies desses estágios diferem em respeito a estratégias de estabelecimento, estrutura (diâmetro, altura, etc.), idade, taxa de crescimento e às características funcionais relacionadas (Worbes *et al.*, 1992, Wittmann *et al.*, 2004, Schöngart *et al.*, 2010).

O crescimento das árvores nas florestas de várzea, principalmente da várzea alta, é maior do que nas florestas de terra firme adjacentes por causa da maior disponibilidade de nutrientes. A biomassa acima do solo e a produção primária líquida mostram uma grande amplitude dependendo das condições edáficas e dos estágios de sucessão que determinam a idade, a altura, o diâmetro, a densidade da madeira e a taxa de crescimento das árvores. Na Amazônia Central, a biomassa aumenta rapidamente durante os primeiros 50 anos de sucessão, de 3-18 Mg ha⁻¹ em estandes de 2-7 anos, para 98-117 Mg ha⁻¹ em estandes de 12-20 anos, e chega a valores máximos de 258-261 Mg ha⁻¹ em estandes de 44-50 anos. Esse valor não aumenta em estandes mais velhos (Schöngart *et al.*, 2010). Uma análise generalizada da cobertura vegetal das várzeas é fornecida na Tabela 2.

4.4 Biodiversidade animal

A biodiversidade animal nas várzeas e igapós é fortemente influenciada pelo pulso de inundação. Essas condições já existiam logo depois da separação da América do Sul da África, durante períodos de mudanças ambientais drásticas, inclusive várias transgressões marinhas. Organismos que vivem nos macro-habitats afetados pelo pulso de inundação mostram adaptações morfológicas fisiológicas e/ou etológicas. A grande extensão da Bacia Amazônica e a sua localização perto do Equador permitiram a sobrevivência de subpopulações das espécies em áreas restritas durante períodos climáticos e hidrológicos adversos, e sua expansão em períodos favoráveis. Essa situação diferencia as várzeas e os igapós amazônicos das grandes planícies alagáveis do Pantanal e do Rio Araguaia. As variações climáticas afetaram essas duas últimas áreas com muito mais força e não permitiram o desenvolvimento de uma fauna e flora endêmicas.

A maioria das espécies ícticas se desenvolveu depois da separação da América do Sul da África. Poucas famílias ocorrem em ambos os continentes, tais como os Cichlidae e os Osteoglossidae. A partir do Mioceno e durante todo o Holoceno a diversificação tardou bastante (Lundberg *et al.*, 1998). Isso significa que a diversidade íctica atual não é resultado da especiação dinâmica recente, mas do baixo nível da extinção do passado.

Cerca de 1.700 espécies de peixes já foram descritas e especialistas estimam que entre 2.500 e 4.000 espécies podem existir na região (Goulding 1980; Reis *et al.*, 2003; Leveque *et al.*, 2008; Bustamante *et al.*, 2019). Estimamos que cerca da metade das espécies ocorre nas calhas e nas áreas alagáveis dos grandes rios e a maioria delas tem ampla distribuição, o que lhes confere uma grande resiliência ante os impactos humanos; mesmo assim, essas populações são sujeitas a grandes oscilações durante o ciclo do ano. A outra metade das espécies de peixes é restrita aos pequenos rios e riachos com áreas

de distribuição reduzidas. Essas espécies correm grande risco de extinção por causa da intensa destruição dos seus habitats.

O impacto do pulso de inundação varia entre os diferentes macro-habitats, sendo a diversidade deles de grande importância para a biodiversidade total. Na planície da Amazônia Central (sem considerar a área pré-Andina e a Bacia do Orinoco), 1.042 espécies de pássaros foram registradas, das quais, 729 espécies foram observadas nas áreas alagáveis; 83 espécies são consideradas aquáticas e 132 espécies ocorrem exclusivamente em macro-habitats das áreas alagáveis, como nas praias arenosas ou nas florestas alagáveis. As outras 514 espécies observadas nas áreas alagáveis são visitantes temporárias e ocorrem predominantemente na terra firme. As estratégias complexas de sobrevivência dos invertebrados terrestres nas várzeas e igapós amazônicos foram descritas por Adis e Junk (2002). Elas mostram em ambos os ecossistemas altos índices de endemismo.

Mamíferos aquáticos importantes são o peixe-boi (*Trichechus inunguis*), o boto (*Inia geoffrensis*), o tucuxi (*Sotalia fluviatilis*), a ariranha (*Pteronura brasiliensis*), a lontra (*Lutra enudris*) e a capivara (*Hydrochaerus hydrochaeris*). Com exceção da capivara, todas as espécies são protegidas. Doze espécies de tartarugas são citadas, entre elas, as grandes espécies *Podocnemis expansa* e *P. unifilis*, que antigamente colonizaram os rios amazônicos em grandes números. As suas populações foram fortemente reduzidas no século passado, e existem agora programas de proteção dos tabuleiros (praias de desova). Todas as espécies são protegidas, como também o jacaré-açu (*Melanosuchus niger*) e o jacaretinga (*Caiman crocodilus*). As suas populações sofrem durante períodos de extrema seca, porque muitos lagos que servem como refúgios secam completamente ou reduzem drasticamente em tamanho, o que deixa os animais vulneráveis à caça e pesca.

Uma espécie de macacos, o Uacari (*Cacajao rubicundus*), considerado endêmico para as várzeas do médio Solimões, foi primeiramente descrito para a região de Mamirauá.

4.5 Aproveitamento pelo homem

Os sedimentos férteis e a água relativamente rica em sais minerais resultam em uma grande capacidade produtiva das várzeas. Já no começo da colonização da Amazônia Central pelos imigrantes da América do Norte, cerca de 12-13 mil anos atrás, o aproveitamento dos recursos naturais das várzeas era de suma importância para a população humana (Denevan, 2011), como mostram grandes amontoados de cascas de moluscos (sambaquis) na região do baixo Amazonas (Meggers, 1984, 1992; Roosevelt, 1999). Nas últimas décadas muitos estudos foram realizados sobre o aproveitamento das várzeas e resultaram em vários livros, entre eles, Padoch *et al.* (1999), Junk (1997), Junk *et al.* (2000, 2010, 2020). Essas obras proporcionam uma visão ampla sobre a pesca, a pecuária, as atividades agrárias, o aproveitamento das florestas e a situação socioeconômica dos ribeirinhos, com base em informações hidrológicas, físico-químicas e biológicas.

Os ricos recursos ícticos são até hoje de suma importância para o abastecimento da população ribeirinha e dos centros urbanos com proteína animal. Muitos dados

apresentados aqui (Smith, 1979, 1996; Soares *et al.*, 2020) representam a situação de cerca de 40 anos atrás. Não existem dados mais atuais. A nossa observação mostra que a população de Manaus consome hoje mais carne de frango e de boi. Por outro lado, o número de pessoas aumentou bastante, e com isso, a demanda para pescado. A situação da pesca continua a mesma, como antigamente. A pesca tem o menor impacto ambiental na várzea. Bayley e Petrere (1989) estimam um potencial de captura de 900.000 Mg ano⁻¹, dos quais, somente a metade é atualmente usado. Cerca da metade do total é capturado pela pesca profissional, e a outra metade, pela pesca de subsistência, porém, as estatísticas são precárias. A pesca é altamente seletiva. Apenas 10 grupos de espécies representam em torno de 80% do pescado vendido em Manaus. Algumas das espécies (e.g. o Tambaqui *Colossoma macropomum* e o Pirarucu *Arapaima gigas*) já estão em estado de sobrepesca em certas regiões. Os esforços de mitigar os impactos negativos da pesca aos estoques incluem a definição do tamanho mínimo de captura dos peixes, do tamanho das malhas das redes e de épocas de defeso, proibição de certos petrechos e métodos de pesca, e restrição de números de barcos. Porém, a fiscalização da aplicação das restrições é difícil, e frequentemente elas não são respeitadas (Soares *et al.*, 2020).

Cerca de 384.000 pescadores profissionais eram registrados na Amazônia no Registro Geral da Atividade Pesqueira, entre eles, 242.351 no estado do Pará (incluindo águas costeiras e interiores) e 94.374 no estado do Amazonas, sublinhando a importância social dessa atividade (Soares *et al.*, 2020). No Baixo Amazonas, no estado do Pará e na Reserva Extrativista de Mamirauá, perto de Tefé, o modelo de gestão centralizada da pesca foi em parte substituído pelo manejo comunitário, passando alguns direitos relacionados com o manejo dos estoques para as respectivas comunidades. A finalidade dessa abordagem é passar, em conjunto com os direitos do uso, também as responsabilidades para a proteção dos estoques e o meio ambiente dos respectivos lagos. A implementação no Pará se mostra difícil, não somente por causa de questões organizatórias em nível das comunidades, mas principalmente por causa de muitos problemas administrativos e políticos (McGrath *et al.*, 2020).

Apesar dos solos férteis, o papel da várzea para a produção agropecuária é relativamente pequeno e somente de importância local pelas seguintes razões:

1. o pulso de inundação determina e restringe a época de produção e não permite a previsão de um abastecimento dos consumidores para o ano inteiro;
2. secas e enchentes extremas criam riscos imprevisíveis para a cadeia produtiva.

A distribuição das principais atividades econômicas ao longo do ano é apresentada na Figura 5.

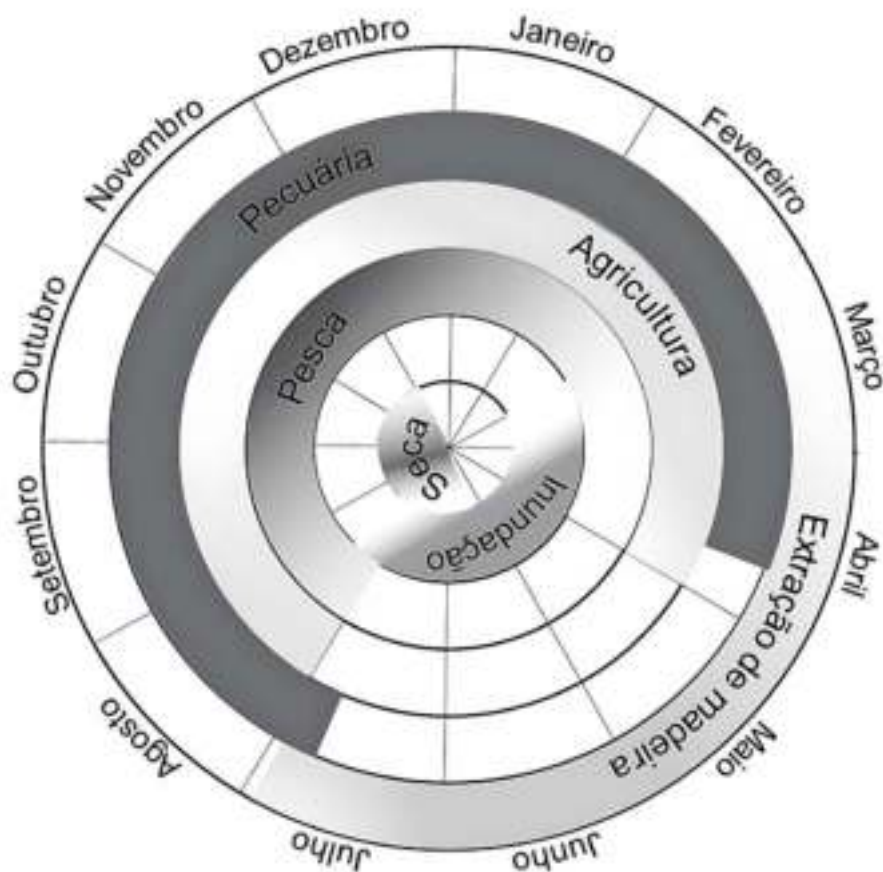


Figura 5. Épocas principais da pesca, pecuária, agricultura e extração de madeira na várzea na Amazônia Central (Adaptado de: Junk *et al.*, 2020).

As áreas à disposição para a produção agrícola se restringem às várzeas altas perto dos canais principais dos rios, o que permite o transporte fluvial, mesmo lento, dos produtos para os consumidores nos centros urbanos. Essas áreas são pequenas demais para o uso de mecanização moderna e requerem alta demanda de mão de obra, o que falta nos picos da produção e encarece o produto. O tempo produtivo para a agricultura varia entre 4-8 meses por ano. Os produtos principais são hortaliças e frutas, cuja produção é restrita às áreas perto dos centros urbanos. O principal alimento básico é a mandioca. A espécie não tolera inundação e sua produção é limitada pelo curto período de seca. De suma importância para os ribeirinhos são os quintais, que combinam diferentes espécies de árvores e arbustos frutíferos, hortaliças, plantas medicinais e ornamentais que contribuem para o abastecimento das famílias com esses produtos vitais.

A criação de bovinos e bubalinos para corte e leite é uma atividade rudimentar, se comparada com as regiões desenvolvidas e altamente produtivas no Sul ou o Centro-Sul do país (Ohly, 2020). Em 2017, 80% da carne bovina consumida em Manaus era importada (Lourenco, 2017). A produção de leite e queijo é restrita às áreas perto dos centros urbanos. A produção da pecuária por unidade de área é baixa e o impacto para

a várzea em geral e os estoques pesqueiros em particular é grande, por causa do desmatamento da floresta alagável. Para conseguir o mesmo rendimento anual de um hectare de hortaliças, são necessários 24,0 ha para gado de corte, e 32,2 ha para bubalinos de corte. Além disso, as fazendas não proporcionam muitos empregos na várzea. Um diagnóstico da situação da pecuária na várzea aponta a necessidade do melhoramento genético dos rebanhos e da implantação de um serviço de extensão eficiente, com manejo veterinário para o diagnóstico e combate contra as múltiplas doenças existentes nos rebanhos (Ohly, 2020).

Antes da construção das grandes rodovias na Amazônia, boa parte da extração da madeira foi explorada nas várzeas, principalmente no Leste da Amazônia, onde a exploração madeireira teve início há mais de 300 anos (Fortini & Zarin, 2011, Schöngart, 2020). A exploração nas várzeas aumentou durante o ciclo da borracha (cerca 1880-1920) pela alta demanda de lenha para a navegação a vapor e a vulcanização do látex. Os rios, lagos, canais e paranás facilitavam o acesso, arraste e o transporte da madeira, que ocorre principalmente durante os períodos da enchente e cheia (Figura 3). Hoje em dia, a exploração madeireira na várzea ocorre principalmente no Leste da Amazônia (estados do Amapá e Pará) e na Bacia Amazônica Ocidental do Brasil e do Peru, em regiões com acesso restrito a florestas de terra firme, devido à ausência de uma rede de estradas (Schöngart & Queiroz, 2010). Dúzias de espécies arbóreas são exploradas para fins madeireiros e para produtos florestais não madeireiros (PFNM), como frutos, palmitos, fibras têxteis, óleos, resinas, plantas medicinais e outros recursos (Wittmann & Oliveira Wittmann, 2010). Contudo, a exploração comercial madeireira nas várzeas tem sido durante muito tempo tradicional, insustentável, predatória e, na maioria dos casos, de caráter ilegal, praticada por sistemas tradicionais de aviamento (Schöngart & Queiroz, 2010). Somente recentemente esforços foram feitos para legalizar e aumentar a sustentabilidade dos manejos florestais nas várzeas, por exemplo, com a criação de programas de manejo florestal comunitário que integram as comunidades tradicionais de forma participativa. Porém, o sucesso a longo prazo de um manejo florestal depende de vários critérios (Schöngart, 2020):

1. as condições naturais do ecossistema florestal devem suportar a utilização e recuperação dos seus recursos madeireiros a longo prazo;
2. o conceito e a gestão do manejo têm que ser aceitos pelas comunidades locais e compatíveis com as políticas públicas e a legislação em vigor; e
3. deve haver uma base científica fundamentada para delinear e monitorar um manejo ecologicamente correto, socialmente justo e economicamente viável e estar sujeito a, se for necessário, ajustes com o potencial de transformá-los em novas políticas públicas. Um avanço nessa questão foi o desenvolvimento do conceito GOL (*'Growth-Oriented Logging'*) proposto por Schöngart (2008), que define especificamente ciclos e diâmetros mínimos de corte para as principais espécies madeireiras, baseado na modelagem de crescimento em diâmetro, altura e volume. Isso resultou em novem-

bro de 2010 numa nova Instrução Normativa (IN nº 009) para o manejo florestal em ecossistema de várzea no estado do Amazonas (Schöngart, 2020).

4.6 Riscos ambientais e proteção ambiental

Apesar dos riscos pelas inundações e secas, descritos acima, a várzea providencia condições de vida para uma população crescente de moradores, que vivem na área ou que se aproveitam de seus recursos naturais. Isso propicia o risco do uso predatório desses recursos. Por exemplo, vertebrados aquáticos são vulneráveis à caça e pesca, porque o pulso de inundação restringe periodicamente os seus habitats, o que aumenta a mortalidade natural, mas também facilita a caça e pesca. As populações de várias espécies, tais como as tartarugas, jacarés, o peixe-boi e o pirarucu foram fortemente reduzidas e necessitam de proteção.

A melhor forma de conservação das florestas de várzea é um conceito de uso múltiplo (Schöngart, 2020), que considera, além do manejo de recursos madeireiros, também os PFNM que possuem grande potencial de uso para artesanato e nas áreas de alimentos, fármacos e cosméticos, ampliando a diversidade dos produtos e aumentando a renda econômica. O reflorestamento de áreas degradadas, o manejo florestal de recursos madeireiros e o PFNM devem ser também inseridos nos programas UN-REDD e REDD+ (*Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation*) no âmbito do UNFCCC (*United Nations Framework Convention on Climate Change*). Esses programas são mecanismos que atribuem valores monetários para o carbono armazenado nas florestas tropicais, oferecendo incentivos aos países em desenvolvimento para reduzir as emissões de carbono oriundas de mudanças no uso da terra (REDD) e fortalecendo o valor da floresta em pé por meio de conservação e manejo sustentável. Buscando um equilíbrio da sustentabilidade ecológica, econômica e social entre essas opções de manejo, há grande potencial de contribuir para a renda e o bem-estar das populações tradicionais que ocupam predominantemente as várzeas nas regiões interiores da Amazônia. Isso promove o desenvolvimento sustentável das regiões rurais na Amazônia, contribuindo para a conservação da sua biodiversidade única, manutenção dos múltiplos serviços ambientais e funções ecossistêmicas e salvaguarda sociocultural das populações tradicionais e indígenas.

A longo, prazo a proteção da várzea só pode ser atingida na base de uma legislação adequada. Uma análise da situação legal foi providenciada por Vieira (2000). O autor chegou à conclusão de que as leis e os regulamentos são inadequados e, em parte, contraditórios. Ele propõe a elaboração de um compêndio que junta todos os documentos para permitir a transparência necessária para tratar os assuntos legais relacionados com o uso dos recursos da várzea. Além disso, ele sublinha a necessidade de aprimorar a legislação que regula a pesca, os recursos madeireiros e a ocupação do espaço.

Um fator-chave para a proteção das várzeas e igapós é o estabelecimento de áreas protegidas, que é tratado por extenso no tópico 7.

5. INFORMAÇÕES ESPECÍFICAS SOBRE OS IGAPÓS

5.1 Gênese

Igapós ocorrem ao longo de rios de água preta e água clara. O Rio Negro é o representante principal de rios de água preta. Ele formou o seu vale atual durante o Médio Pleistoceno, cerca de 600.000 até 900.000 anos atrás. A sua bacia hidrográfica é situada em cima de sedimentos terciários fortemente decompostos. Os solos são caoliníticos, com grandes áreas de areia branca (podozols) e regiões rochosas do escudo das Guianas.

Vários períodos de níveis elevados do Oceano Atlântico durante o Médio Pleistoceno resultaram no represamento da água e na deposição de sedimentos finos dentro do vale, formando no Rio Negro os arquipélagos das Anavilhanas e do Mariauá. O mesmo aconteceu nos cursos inferiores dos seus tributários. Durante períodos de água baixa o material orgânico nos sedimentos foi oxidado e novos minerais foram formados, tais como hidróxidos de ferro, clorita de alumínio, anatásio (TiO_2) e óxidos de ferro (Irion *et al.*, 2010). Esses processos resultaram no endurecimento dos sedimentos fluviais que se tornaram resistentes contra a erosão pela correnteza do rio. Esses sedimentos são extremamente empobrecidos em cálcio e magnésio (Furch, 2000). As áreas alagáveis que acompanham os rios de água preta e clara são chamadas de igapós.

Os igapós mostram formações hidromorfológicas típicas de áreas alagáveis de grandes rios, tais como diques, bancos de areia, depressões, canais abandonados, etc. (Figura 6). Isso lhes propicia um mosaico de habitats sujeitos a períodos de inundação que variam de permanentemente aquáticos até permanentemente terrestres. A declividade baixa do terreno e a baixa quantidade de sedimentos, porém, resulta em uma baixa dinâmica de erosão e deposição. Em consequência disso, a dinâmica do desenvolvimento das comunidades de plantas também é lenta. Essa baixa dinâmica é reforçada pela baixa concentração de nutrientes na água e nos sedimentos, o que retarda o crescimento das plantas. A vegetação típica do igapó é uma floresta bem adaptada. A maior parte dos nutrientes está estocada dentro da biomassa da floresta (Furch, 1997). As árvores buscam reter os nutrientes que elas perdem com a troca das folhas, por meio de um sistema radicular superficial denso, que absorve imediatamente os nutrientes liberados da liteira, durante o processo de decomposição. As raízes superficiais deixam o igapó muito vulnerável a incêndios, que destroem rapidamente o sistema radicular.

A vegetação herbácea ocorre somente em pequenas áreas com iluminação suficiente e sua diversidade e produtividade são baixas. Não existem os grandes campos de capins C_4 altamente produtivos, típicos das várzeas amazônicas.



Figura 6. Igapó do médio Rio Negro, no Arquipélago de Mariuá (Foto J. Schöngart).

5.2 Distribuição e extensão dos igapós

Como resultado da história geológica, os sistemas de drenagem dos Escudos Cratônicos das Guianas e do Brasil Central possuem características heterogêneas, compostas principalmente por rios de águas pretas e águas claras. Alguns desses rios mudam as suas características, devido à mistura de águas ao longo do seu curso (Rios-Villamizar *et al.*, 2022). Os rios de água preta geralmente drenam bacias hidrográficas de áreas principalmente florestadas e ecossistemas de areia branca (campinaranas), pobre em nutrientes em regiões com alta pluviosidade, enquanto os rios de água clara drenam grandes complexos de vegetação de savanas (Cerrado na região Sul e Lavrado no Norte) com menor precipitação anual e uma sazonalidade distinta.

Nototal, igapós têm uma extensão de mais de 300.000 km² na Bacia Amazônica (Wittmann & Junk, 2016), mas são menos estudados em comparação com as várzeas, principalmente os igapós de água clara. Igapós de água preta ocorrem especialmente ao longo dos rios que drenam a Bacia do Rio Negro, com uma extensão de cerca de 119.600 km² (Wittmann & Junk, 2016), que também integra os igapós de água clara do Rio Branco. Em menor extensão os igapós de água preta ocorrem ao longo de rios menores que drenam o Escudo das Guianas (p.ex., Urubu, Uatumã). As maiores extensões de igapós de água clara ocorrem ao longo

de rios que drenam o Escudo do Brasil Central, como o Tapajós (22.400 km²), Xingu (37.100 km²) e Araguaia-Tocantins (76.600 km²), e rios que drenam o Escudo de Guianas, como Trombetas (7.400 km²) e Parú (1.800 km²) (Melack & Hess, 2010; Wittmann & Junk, 2016).

A bacia do Rio Negro cobre uma área de 712.400 km², dos quais, 685.100 km² foram mapeados; 17,5% da área mapeada são sujeitos à inundação, 7,8% são águas abertas, 7,4% são cobertos por vegeta  o herbácea, e 84,8%, com vegeta  o lenhosa (Melack & Hess, 2010). As áreas marginais dos igapós são frequentemente áreas alagáveis interfluviais. A inunda  o dessas áreas    rasa é provocada pelas águas de chuva. A diferença entre a profundidade da inunda  o e prováveis diferenças no solo resultam em diferenças na vegeta  o entre ambas as classes de AUs. O levantamento de Melack e Hess (2010) não diferença entre igapó propriamente dito e AUs interfluviais.

5.3 Cobertura vegetal e diversidade de plantas

Algas: Poucos estudos existem sobre fitoplâncton e perifiton na água preta (Uherkowich & Rai, 1979). A absorção da luz pelas substâncias húmicas coloridas reduz a zona eufótica para cerca de dois metros. Além disso, a baixa concentra  o de nutrientes limita a produ  o de fitoplâncton no Rio Negro para cerca de 230 g C ha⁻¹ ano⁻¹, correspondendo a cerca de 10% da produ  o nos lagos de várzea. A produ  o de perifiton corresponde a cerca de 30% daquela de lagos de várzea (Schmidt, 1976; Rai & Hill, 1984; Putz 1997). Porém, o perifiton é importante como item alimentar para alguns espécies de peixes, principalmente os cardumes de jaraquis, que se alimentam no igapó.

Plantas herbáceas: O número de espécies de plantas herbáceas aquáticas é pequeno. Plantas submersas são raras por causa da baixa transparência da   gua. Sua frequência e biomassa também são pequenas devido à baixa concentra  o de nutrientes. Os capins C₄, altamente produtivos e frequentes na várzea, não ocorrem no igapó.

A floresta alagável: A cobertura vegetal do igapó é composta por diferentes comunidades de florestas ou comunidades arbustivas, em fase de sucessão inicial e/ou secundária. A classifica  o dos macro-hábitats do igapó indica seis unidades funcionais, 12 subclasses e 25 macro-hábitats (Junk *et al.*, 2015). Comparado às várzeas e/ou outras grandes AUs, como o Pantanal, o igapó é relativamente pobre em macro-hábitats por causa da estabilidade relativa dos canais principais dos rios. Devido aos fatores geomorfológicos acima descritos e    falta de sedimentos em suspensão, os leitos dos rios, como o Negro, são relativamente estáveis durante milhares de anos. Espécies lenhosas ocupam as margens dos rios quase até o nível médio mínimo de inunda  o, colonizando cotas com inunda  o média de até 9 m-9,5 m (>300 dias de inunda  o ano⁻¹).

Na Amazônia Central, o número de espécies catalogadas até o momento é cerca de 600, porém, esse número pode ser considerado preliminar devido à falta de inventários florísticos em rios e áreas remotas (Wittmann *et al.*, 2010). A composi  o florística, mesmo em estágios maduros de florestas de igapó, é altamente variável, e provavelmente depende da varia  o de vários fatores abióticos, como dura  o da inunda  o (Ferreira,

1997; Householder *et al.*, 2021), tipo de substrato (Worbes, 1997; Wittmann *et al.*, 2010), potencial de retenção de água nos substratos arenosos altamente inundados, acúmulo de liteira, e, em consequência disso, ocorrência de fogo (Flores *et al.*, 2016; Carvalho *et al.*, 2021), mas também da situação físico-química da água, e da situação geomorfológica dos trechos de rio investigados (Montero *et al.*, 2014; Montero & Latrubesse, 2015). Possivelmente, a herbivoria também exerce um filtro importante para muitas espécies arbóreas nesses ecossistemas pobres em nutrientes (Fine *et al.*, 2004), porque a maioria das espécies apresenta adaptações específicas à herbivoria, tais como folhas duras e engrossadas, látex e resinas tóxicas, etc. Em comparação com os igapós de água preta existem poucos levantamentos florísticos de florestas de igapós de água clara (Campbell *et al.* 1986; Ferreira & Prance, 1998; Ferreira *et al.*, 2013).

O crescimento das árvores dos igapós de água preta é entre 3 e 10 vezes mais lento do que nas várzeas (Schöngart *et al.*; 2005, Junk *et al.*, 2015), o que dificulta a classificação de diferentes estágios de sucessão. Os poucos estudos nos igapós de água clara indicam que o crescimento arbóreo é mais próximo das várzeas em comparação com os igapós de água preta.

Do ponto de vista ecofisiológico, as espécies cientificamente mais interessantes de árvores do igapó são aquelas que crescem na parte mais baixa do gradiente de inundação. Elas toleram inundações prolongadas e crescem muito devagar. Por isso, elas podem ser consideradas indicadores para maiores mudanças hidrológicas. No início da década de 1970 houve um período de vários anos no qual os níveis dos rios Solimões e Negro continuaram altos na época seca. Durante esse período, as espécies de árvores e arbustos que cresceram na parte mais baixa da várzea e do igapó morreram (Piedade *et al.*, 2013). O período da década 1970 indica o início de uma intensificação do regime hidrológico na Amazônia Central. Essa tendência é caracterizada por um aumento dos níveis máximos da água com acréscimo significativo da frequência e magnitude de cheias severas (Schöngart & Junk, 2020). Simultaneamente, os níveis mínimos da água na Amazônia Central indicam uma diminuição que resultou em um aumento da amplitude média de aproximadamente 1,5 m durante os últimos 30 anos em comparação com o período 1903-1990, quando a amplitude média de 9,88 m (Schöngart & Junk, 2020). Estudos recentes explicaram os complexos mecanismos da intensificação hidrológica na Amazônia Central, que são oriundos da variabilidade natural dos sistemas climáticos de grande escala em escala interanual e multidecadal (Gloor *et al.*, 2013; Barichivich *et al.*, 2018; Espinoza *et al.*, 2022) com as primeiras manifestações de mudanças climáticas antropogênicas (Barichivich *et al.*, 2018) e um mecanismo de retroalimentação (Gouveia *et al.*, 2019). A intensificação do regime hidrológico durante as últimas décadas pode causar impactos severos na distribuição de espécies arbóreas em igapós e, também, nas várzeas. Além disso, o aumento de eventos hidroclimáticos extremos causa prejuízos enormes para os manejos tradicionais (agricultura e pecuária) nas áreas alagáveis, principalmente na várzea, e nos setores socioeconômicos de muitos municípios que foram estabelecidos ao longo das calhas dos grandes rios amazônicos.

5.4 Biodiversidade animal

Goulding *et al.* (1988) citam mais de 450 espécies coletadas em um trecho de 1200 km de extensão no baixo Rio Negro, e estimam um total de mais de 700 espécies na região. Somente poucas dessas espécies podem ser consideradas características da água preta. A biomassa e a produtividade dos estoques pesqueiros são baixas. Uma exceção são os estoques de jaraqui (*Prochilodus* spp.), que são explorados pela pesca profissional. Os jaraquis migram no começo da enchente para o Solimões/Amazonas para desovar. Os alevinos passam a primeira fase da vida nas várzeas e depois eles voltam para o igapó, onde se alimentam do perifiton, crescendo durante a cheia nas folhas e galhos submersos das árvores. A pesca é proibida durante a fase de reprodução das espécies. Outras espécies, tais como o tucunaré (*Cichla* spp.), são de interesse para a pesca esportiva.

A maioria dos mamíferos e répteis aquáticos das várzeas ocorrem também nos igapós, porém em populações muito menores por causa do baixo nível de nutrientes na água e no solo. Faltam informações consolidadas sobre outros grupos de animais.

5.5 Aproveitamento pelo homem e riscos ambientais

Em períodos pré-colombianos as populações indígenas viveram principalmente nas áreas alagáveis e nos ecótonos com a terra firme (Denevan, 1976, 1991). Isso garantiu a segurança alimentar das populações indígenas (pesca, caça, agricultura, extrativismo), considerando a abundância e riqueza dos recursos naturais (áreas alagáveis e terra firme) e a sazonalidade distinta entre esses ecossistemas. Por exemplo, os períodos de frutificação da vegetação são sazonalmente distintos entre as áreas alagáveis (principalmente a fase aquática) e a terra firme (principalmente a estação seca), fornecendo recursos naturais para as populações indígenas e fauna (caça) durante o ano inteiro. Enquanto a agricultura foi realizada na fase terrestre nas áreas alagáveis (principalmente na várzea), ela foi praticada durante o período da cheia ou/e de forma complementar ou como alternativa (principalmente nos igapós) nos solos modificados (terra preta do índio) que se encontram principalmente nos ecótonos com a terra firme. Testemunhas disso são os milhares de sítios arqueológicos e a ocorrência dos solos antropogênicos dos períodos pré-colombianos que se encontram na sua maioria ao longo dos rios amazônicos (Clement *et al.*, 2015; Neves *et al.*, 2021).

Durante as últimas décadas, muitas Terras Indígenas (TIs) foram criadas, como mostrado na figura 7. Porém, elas não correspondem em muitos casos aos territórios originais das populações indígenas sésseis. Durante os períodos de colonização pela Coroa Portuguesa e nos períodos do Império brasileiro, as populações indígenas foram fortemente dizimadas por conflitos, epidemias e escravidão, e muitas daquelas que sobreviveram fugiram para as cabeceiras dos rios, onde se encontram hoje em dia muitas das TIs.

Atualmente há poucos moradores vivendo permanentemente no igapó de água preta. A maioria dos moradores que usam esse ecossistema residem na terra firme circundante. A pobreza em nutrientes no solo e na água limitam o seu uso. As atividades se concentram na pesca, extração de madeira e outros produtos florestais não madeireiros, e pequenos

plantios de subsistência. Até recentemente, a pesca de peixes ornamentais deu emprego para muitas pessoas no médio Rio Negro e proteção aos riachos, onde as espécies eram capturadas. Porém, nos últimos anos, a exportação diminuiu consideravelmente por causa da criação do Cardinal tetra (*Paracheirodon axelrodi*) em cativeiro. Essa espécie contribuiu com entre 65-85% dos peixes ornamentais exportados. Isso diminuiu também a proteção dos respectivos riachos.

As populações de quelônios, pássaros e mamíferos são pequenas e não resistem a uma exploração intensiva. Elas são completamente protegidas, porém a fiscalização da aplicação das restrições é difícil. Alternativas econômicas, como ecoturismo e pescas esportivas e de peixes ornamentais por meio de gestão participativa das populações tradicionais residentes, deveriam ser consideradas e favorecidas sob um regime eficiente de governança.

Outras ameaças aos igapós são barragens hidrelétricas que eliminam as áreas alagáveis na área montante pela criação do reservatório e causam impactos severos pela alteração do regime hidrológico nas áreas alagáveis a jusante por dezenas de quilômetros (Schöngart *et al.*, 2021) e a mineração, que em parte é ilegal, como será discutido posteriormente. As florestas de igapó são muito vulneráveis aos incêndios durante anos de extremas secas climáticas (Flores *et al.*, 2014; Carvalho *et al.*, 2021).

Quanto aos igapós de água clara, a ciência carece de informações robustas para contribuir para a sua conservação. Esses ecossistemas sofrem atualmente a maior ameaça pelo desmatamento em larga escala nas suas cabeceiras, associado a incêndios, pela instalação de dezenas de grandes usinas hidrelétricas, mineração e expansão da rede rodoviária (Latrubesse *et al.*, 2017). Isso vale principalmente para os igapós ao longo dos rios Branco, Tapajós, Xingu e Tocantins-Araguaia. É de suma importância ampliar os esforços de pesquisa nos igapós de água clara com abordagens interdisciplinares e considerando as transformações nesses ecossistemas oriundas das mudanças do uso da terra e do clima (aumento de temperatura, de secas) e das sinergias e processos de retroalimentação que resultam desses regimes de distúrbio (Schöngart *et al.*, in prep.).

6. ESTADO DE CONSERVAÇÃO E PROTEÇÃO DE IGAPÓS E VÁRZEAS

Os esforços do Brasil e dos outros países que fazem fronteira com a Amazônia brasileira para proteger mais da metade (cerca de 52%) da Amazônia, por meio de iniciativas governamentais com apoio internacional (por exemplo, o Programa Áreas Protegidas da Amazônia - ARPA), devem ser claramente destacados. A criação de grandes corredores e mosaicos de áreas protegidas na Amazônia por essas iniciativas são sem precedentes no mundo inteiro e necessitam de mais reconhecimento internacional. Por exemplo, o principal objetivo do programa ARPA era garantir a proteção e o uso sustentável de 60 milhões de hectares na Amazônia (~15% da Amazônia brasileira) até 2039, essa meta já foi atingida em 2017.

Na Amazônia brasileira existem 340 unidades de conservação em níveis federal e estadual que abrangem mais que 1,22 milhão de km² (aproximadamente 24,3% de cobertura da Amazônia brasileira) (Figura 7). Essas unidades de conservação (UCs) são integradas ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e podem ser classificadas em duas grandes categorias: As UCs de Proteção Integral (Parque Nacional-Parna, Parque Estadual-PES, Reserva Biológica-Rebio, Estação Ecológica-Esec, Refúgio de Vida Silvestre-Revis) e as UCs de Uso Sustentável (Reserva de Desenvolvimento Sustentável-RDS, Reserva Extrativista-Resex, Floresta Nacional-Flona, Floresta Estadual, Área de Proteção Ambiental-APA, Área de Relevante Interesse Ecológico-ARIE, Reserva de Fauna-Refau, Reserva Particular do Patrimônio Natural-RPPN). As 382 terras indígenas (TIs) criadas nas últimas décadas têm uma cobertura de mais de 1,15 milhão de km² na Amazônia brasileira (cerca de 22,8% de cobertura) (Figura 7). Além disso, existem ainda algumas terras quilombolas, por exemplo, na bacia do Rio Trombetas (*Science Panel for the Amazon*, 2021).

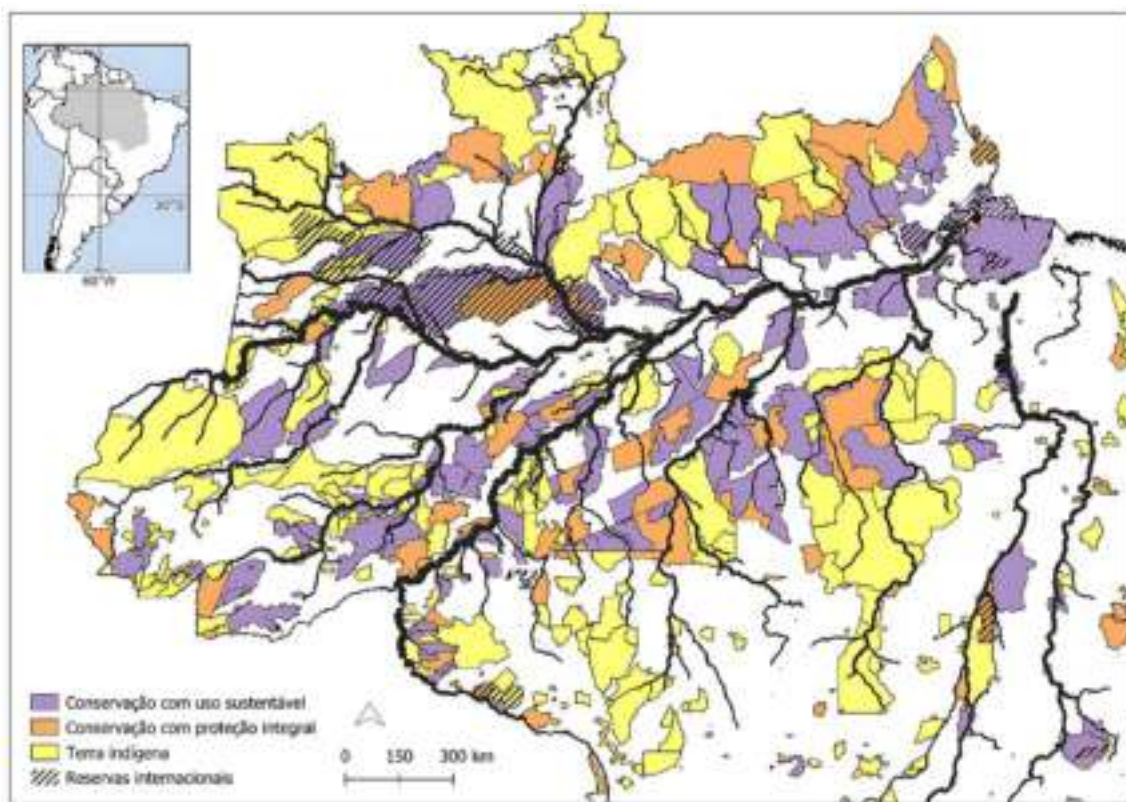


Figura 7. O sistema fluvial (Lehner & Grill, 2013) e a distribuição de áreas protegidas (UNEP-WCMC & IUCN, 2023) na Amazônia brasileira, separadas em terras indígenas, áreas de conservação com proteção da biodiversidade integral (Parque Nacional-Parna, Parque Estadual-PES, Reserva Biológica-Rebio, Estação Ecológica-Esec, Refúgio de Vida Silvestre-Revis), e áreas de conservação com uso sustentável de recursos naturais (Reserva de Desenvolvimento Sustentável-RDS, Reserva Extrativista-Resex, Floresta Nacional-Flona, Floresta Estadual, Área de Proteção Ambiental-APA, Área de Relevante Interesse Ecológico-ARIE, Reserva de Fauna-Refau, Reserva Particular do Patrimônio Natural-RPPN). Áreas de proteção em nível internacional (sítios Ramsar, Reservas da Biosfera, Patrimônio Natural da Humanidade) usualmente estão sobrepostas às áreas do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e terras indígenas.

Além do SNUC e das terras indígenas, existem ainda algumas categorias de áreas protegidas em nível internacional que são parcialmente integradas no SNUC. Atualmente, há 12 Reservas da Biosfera (programa da Unesco) na Amazônia (com 727.468 km², e 99.074 km² apresentam sobreposições com sítios Ramsar) para promover soluções que conciliam a conservação da biodiversidade com seu uso sustentável nos diversos contextos ecológicos, sociais e econômicos.

Outras categorias internacionais são os Patrimônios Naturais da Humanidade (Unesco), como o Complexo de Conservação da Amazônia Central (52.320 km²) que integra várias Unidades de Conservação como as RDS Mamirauá, Amanã e os Parnas Jaú e Anavilhanas. Relevante para as várzeas e igapós é a Convenção sobre Áreas Úmidas (Convenção de Ramsar), um tratado intergovernamental que o Brasil assinou em 1996, que fornece a estrutura para a conservação das áreas úmidas e o uso sustentável dos seus recursos naturais (Sítios Ramsar) (Wittmann *et al.*, 2015). As Reservas da Biosfera e os Sítios Ramsar compreendem, juntos, 993.071 km² na Bacia Amazônica (já considerando as sobreposições), no entanto, cerca de 50% da área já está protegida por terras indígenas ou integrada no SNUC. Alguns Sítios Ramsar integram dezenas de milhares de km² de várzea (por exemplo, RDS Mamirauá e o Sítio Regional Ramsar do Rio Juruá) e igapó (Sítio Regional Ramsar do Rio Negro) (Figura 7).

Em geral, o desenho de UCs nas áreas alagáveis deveria ser baseado em um zoneamento ecológico-econômico que considere a capacidade natural para um uso sustentável do ecossistema e das populações de espécies de flora e fauna de interesse econômico. Isso tem que ser embasado em um conhecimento científico com abordagens multi- e interdisciplinares. É importante nesse aspecto é a consideração de fatores socioeconômicos como a demografia populacional, os usos e manejos tradicionais dos recursos naturais e a história da ocupação humana, entre outros.

O mapa das diferentes categorias de UCs na Amazônia brasileira em regiões de igapós e várzea (Figura 7) permite uma avaliação crítica. A maioria dos igapós de água preta da bacia do Rio Negro são integrados em grandes mosaicos de TIs e UCs que compreendem as cabeceiras de muitos dos seus afluentes. A maioria das UCs são desenhadas para a proteção integral da sua biodiversidade, com exceção de algumas UCs destinadas ao uso sustentável (p.ex., Resex do Rio Unini, RDS do Rio Negro e APA do baixo Rio Negro). Boa parte do trecho médio do Rio Negro (Arquipélago do Mariuá), que é considerado no Sítio Regional Ramsar do Rio Negro, não é integrado no SNUC. Os esforços para integrar um dos maiores arquipélagos fluviais do mundo são necessários para mitigar os impactos de incêndios nessa região (Flores *et al.*, 2014) e evitar planos de instalação de grandes usinas hidrelétricas (Fearnside, 2019) como também proteger a biodiversidade considerando os conceitos do pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989) e do rio contínuo (Vannote *et al.*, 1980).

Os igapós de água clara têm cenários variados a respeito da sua conservação. Na região nordeste da Amazônia (Escudo dos Guianas) os igapós ao longo dos rios Trombetas, Paru, Jari, e Araguari têm as suas cabeceiras integradas em mosaicos compostos por UCs

da proteção integral da biodiversidade e TIs, enquanto os trechos médios são em sua maioria em UCs de uso sustentável. Somente os trechos inferiores são desprotegidos e sofrem alterações no uso da terra (usinas hidrelétricas, pecuária, agricultura, mineração).

A conservação de igapós ao longo dos rios de água clara que drenam o Escudo do Brasil Central (Tapajós, Xingu e Araguaia-Tocantins) é mais crítica. Mesmo que um grande território pertencente a UCs de diferentes tipologias e TIs integre igapós de água clara, essa região sofre vários impactos associados com mudanças de clima e uso de terra ao longo de várias décadas. O desmatamento de larga escala com uso de fogo e a fragmentação florestal resultante da expansão agrícola e pecuária nas suas cabeceiras, a implementação de dezenas de hidrelétricas, e o aumento da duração e magnitude da estação seca na região sul da Amazônia são ameaças evidentes de igapós nessas regiões. Futuramente, em um clima mais quente, é previsto que sinergias e retroalimentações entre os diversos vetores de distúrbios podem resultar em um severo desequilíbrio desses ecossistemas, ainda tão pouco estudados, acarretando na perda significativa de biodiversidade, afetando as cadeias tróficas, os serviços ecossistêmicos e as populações tradicionais e indígenas.

Vastas regiões de várzea ao longo do baixo Rio Solimões-Amazonas não são protegidas. Somente as várzeas da região do alto e médio Solimões têm um estado alto de conservação. Em relação aos grandes tributários de água branca (Japurá, Juruá, Purus e Madeira), somente alguns trechos de várzea são integrados em mosaicos de áreas protegidas com menor (Madeira) ou maior extensão (Juruá, Purus, Japurá). A maioria dos corredores e mosaicos de áreas protegidas na região sudoeste focam na conservação das regiões nos interflúvios.

7. DISCUSSÃO E RECOMENDAÇÕES

Várzeas e igapós pertencem às paisagens úmidas mais bem estudadas no Brasil, principalmente devido a décadas de estudos nas instituições de pesquisas e universidades em Belém, Santarém e Manaus. O Inpa, em Manaus, em cooperação com o Instituto Max-Planck de Limnologia em Plön, Alemanha, proporcionou a base teórica e as informações principais sobre a ecologia e o manejo das várzeas do médio Amazonas. Esses estudos continuam no Inpa pelo Grupo de Pesquisa “Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas” (MAUA) em cooperação com o Instituto de Tecnologia (KIT) de Karlsruhe, Departamento de Ecologia em Áreas Úmidas do Instituto de Geografia e Geoecologia, Alemanha, e com o Instituto Max-Planck de Biogeoquímica, MPI, Jena, Alemanha, por meio do projeto Ecologia de Áreas Alagáveis.

Apesar de um grande número de trabalhos publicados sobre as várzeas e igapós, ainda existem grandes lacunas de conhecimento por causa da grande extensão da área ocupada por esses ecossistemas. O grupo MAUA, em cooperação com o KIT e o MPI, entre outros

colaboradores, notadamente o CNPq, Fapeam e Capes, vem buscando preencher as lacunas de conhecimento. Levantamentos das espécies arbóreas, herbáceas e dos componentes epifíticos e fúngicos nos tributários do Solimões/Amazonas e do Rio Negro estão sendo realizados. A dinâmica das interações entre esses grupos biológicos e os ambientes, tanto prístinos quanto alterados por ações antrópicas, vem sendo monitorada. Enquadram-se nesses estudos a avaliação dos impactos de hidrelétricas e das mudanças climáticas principalmente sobre a vegetação, mas também estudos envolvendo grupos animais, notadamente peixes (frugivoria) e mamíferos aquáticos. Mais recentemente, como forma de estreitar as interações e o repasse das informações para gestores, tomadores de decisões e, principalmente, ribeirinhos, um grande esforço tem sido direcionado para a divulgação, e iniciativas envolvendo os residentes das áreas de estudo em atividades de ecoturismo, como forma de inclusão e de geração de renda. O grupo MAUA também se destaca pelos estudos de previsão do nível do médio Solimões/Amazonas, na dendrocronologia e no manejo das florestas alagáveis.

Algumas lacunas importantes ainda devem ser preenchidas, entre elas, a realização de levantamentos aéreos pormenorizados sobre a cobertura vegetal e o aproveitamento da várzea pela agropecuária. A compilação e a análise crítica da legislação existente sobre o manejo das várzeas e igapós, já recomendadas por Vieira (2000), ainda estão pendentes. Dentre os grupos animais, faltam estudos compilando a biodiversidade de anfíbios e invertebrados aquáticos e terrestres já disponível.

Pode-se constatar que o conhecimento científico sobre os recursos naturais da várzea é suficiente para permitir o seu manejo sustentável e economicamente proveitoso. Até certo ponto, o mesmo pode ser dito em relação às áreas de igapó, onde muitos estudos vêm sendo produzidos, principalmente nas últimas duas décadas. O que falta, porém, é uma maior sintonia e interlocução entre cientistas e políticos, para colocar o conhecimento gerado em forma de ações práticas, por meio de projetos aplicados, demonstrando a viabilidade econômica das abordagens. Os esforços conjuntos nessa direção, com o apoio técnico dos agricultores, pecuaristas, silvicultores e os órgãos estaduais e federais de gestão, poderão culminar em uma sinergia altamente positiva para a integridade das áreas alagáveis amazônicas, seus ambientes, seus habitantes e para a região.

Como foi constatado no item 6 (ESTADO DE CONSERVAÇÃO E PROTEÇÃO DE IGAPÓS E VÁRZEAS), os esforços do Brasil e dos outros países que fazem fronteira com a Amazônia brasileira para proteger mais da metade (cerca de 52%) da Amazônia, por meio de iniciativas governamentais com apoio internacional, devem ser claramente destacados. Porém, os riscos para a manutenção da integridade dessas áreas também são óbvios. A invasão ilegal de garimpeiros nas TIs do alto Rio Negro durante os últimos anos, com consequências desastrosas para os povos indígenas e o meio ambiente, demonstra severas falhas na implementação das respectivas leis e regulamentos. Cabe ao governo federal e aos governos dos estados reforçar as unidades de proteção ambiental, tais como o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (Ibama) e as Secretarias de Meio Ambiente, para garantir a integridade das áreas protegidas e de seus recursos hídricos, e a implementação rígida da legislação ambiental.

REFERÊNCIAS

- Adis, J. & Junk, W.J. (2002). Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. *Freshwater Biology* 47: 711-731.
- Barichivich J, Gloor E, Peylin P, et al. (2018). Recent intensification of Amazon flooding extremes driven by strengthened Walker circulation. *Science Advances* 4(9): eaat 8785.
- Bayley, P.B. & Petrere, M. Jr. (1989). Amazon fisheries: Assessment methods, current status, and management options. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Services* 106: 385-398.
- Campbell, D.G., Daly, D.C., Prance, G.T. & Maciel, U.N. (1986). Quantitative Ecological Inventory of Terra firme and Várzea Tropical Forest on the Rio Xingú, Brazilian Amazon. *Brittonia* 38: 369-393.
- Colinvaux, P.A., Irion, G., Räsänen, M.E., Bush, M.B. & Nunes de Mello, J.A.S. (2001). A paradigm to be discarded: geological and paleoecological data falsify the Haffer and Prance refuge hypothesis of Amazonian speciation. *Amazoniana* 16: 609-646.
- Carvalho, T.C., Wittmann, F., Piedade, M.T.F., Resende, A.F., Silva, T.S.F. & Schöngart, J. (2021). Fires in Amazonian blackwater floodplain forests: Causes, Human Dimension, and Implications for Conservation. *Frontiers in Forests and Global Change* 4:755441.
- Denevan, W.M. (2011). The “pristine myth” revisited. *The Geographical Review* 101(4): 576-591.
- Erwin, T.L. & Adis, J. (1982). Amazonian inundation forests. Their role as short-term refuges and generators of species richness and taxon pulses. In: Prance, G.T. (ed.): *Biological diversification in the tropics. Proceedings V. International Symposium of the Association for Tropical Biology* (Caracas, 1979). Columbia University Press, New York: 358-371.
- Espinoza, J.C., Marengo, J.A., Schöngart, J. & Jimenez, J.C. (2022). The new historical flood of 2021 in the Amazon River compared to major floods of the 21st century: Atmospheric features in the context of the intensification of floods. *Weather and Climate Extremes* 35: 100406.
- Fearnside, P. M. (2019). *Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras* (Vol. 3). Manaus, Brazil: Editora INPA. Fearnside 2019.
- Ferreira, L.V. & Prance, G.T. (1998). Species richness and floristic composition in four hectares in the Jaú National Park in upland forests in Central Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 7: 1349-1367.
- Ferreira, L.V., Cunha, D.A., Chaves, P.P., Matos, D.C.L. & Parolin, P. (2013). Impacts of hydroelectric dams on alluvial riparian plant communities in eastern Brazilian Amazonia. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 85(3): 1013-1023.
- Ferreira, L.V. (1997). Effects of the duration of flooding on species richness and floristic composition in three hectares in the Jaú National Park in floodplain forests in central Amazonia. *Biodivers. Conserv.* 6: 1353-1363.
- Fine, P.V.A.; Mesones, I. & Coley, P.D.: (2004). Herbivores promote habitat specialization by trees in Amazonian forests. *Science* 305: 663-665.
- Flores, B.M., Piedade, M.T.F. & Nelson, B.W. (2014). Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forests. *Plant Ecology and Diversity* 7: 319-327.
- Flores, B.M., Fagoaga, R., Nelson, B.W. & Holmgren, M. (2016). Repeated fires trap Amazonian blackwater floodplains in an open vegetation state. *J. Appl. Ecol.* 53: 1597-1603.
- Fortini, L.B. & Zarin, D.J. (2011). Population dynamics and management of Amazon tidal floodplain forests: Links to the past, present and future. *Forest Ecology and Management* 261: 551-561.
- Furch, K. (1997). Chemistry of Várzea and Igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: W.J. Junk (Ed.): *The central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System. Ecological Studies, Vol. 126*, Springer Verlag, Berlin: 47-67.

- Furch, K. (2000). Chemistry and bioelement inventory of contrasting Amazonian forest soils. In: Junk, W.J., Ohly, J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds.): *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 109-128.
- Gloor, M., Brien, R.J.W., Galbraight, D., Feldpausch, T.R., Schöngart, J., Guyot, J.-L., Espinoza, J.C., Lloyd, J. & Phillips, O.L. (2013). Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophysical Research Letters* 40(9): 1729-1733.
- Goulding, M. (1980). *The fish and the forest: explorations in Amazonia natural history*. California University Press, Berkeley.
- Goulding, M., Carvalho, M.L. & Ferreira, E.G. (1988). *Rio Negro: rich life in poor water*. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Gouveia, N.A., Gherardi, D.F.M. & Aragão L.E.O.C. (2019). The role of the Amazon River plume on the intensification of the hydrological cycle. *Geophysical Research Letter* 46: 12221–12229.
- Householder, J.E., Schöngart, J., Piedade, M.T.F., Junk, W.J., Ter Steege, H., Montero, J.C., Assis, R.L., Aguiar, D.P.P., Pombo, M.M., Quaresma, A.C., Demarchi, L.O., Parolin, P., Lopes, A., Feitoza, G.V., Durgante, F.M., Albuquerque, B.W., Chu, A., Enßlin, D., Fabian, T., Fettweiß, K., Hirsch, M., Hombach, M., Hubbuch, A., Hutter, B., Jäger, T., Kober-Moritz, R., Lindner, M.K.R., Maier, F., Nowak, J., Petridis, Z., Schierling, L., Snjaric, E., Egger, G., Schneider, E., Damm, C. & Wittmann, F. (2021). Modelling the ecological responses of tree species to the flood pulse of the Amazon Negro River floodplains. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 628606.
- Irion, G. (1984). Sedimentation and sediments of Amazon rivers and evolution of the Amazon landscape since Pliocene times. In: Sioli, H. (ed.): *The Amazon – limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dr. W. Junk publishers, Dordrecht: 201-214.
- Irion, G., Bush, M.B., Nunes de Mello, J.A., Stüben, D., Neumann, T., Müller, G., Morais de, J.O. & Junk, W.J. (2006). A multiproxy palaeoecological record of Holocene lake sediments from the Rio Tapajós, eastern Amazonia. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 240: 523-535.
- Irion, G., Mello, J.A.S.N.de, Morais, J., Piedade, M.T.F., Junk, W.J. & Garming, L. (2010). Development of the Amazon Valley During the Middle to Late Quaternary: Sedimentological and Climatological Observations. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J., & Parolin, P. (Eds.): *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Ecological Studies, Vol. 210: 27-42.
- Junk, W.J. (ed.) (1997). *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York: 525 pp.
- Junk, W.J. & Krambeck, H.-J. (2000). Climate and hydrology. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds.): *The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management*. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 95-108.
- Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (1993). Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amazoniana* 12(3-4): 467-484.
- Junk, W.J. & da Silva, V.M.F. (1997). Mammals, reptiles and amphibians. In: Junk, W.J. (Ed.) *The central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin: 409-417.
- Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989). The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems.- In: Dodge, D.P. (ed.): *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)* Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106: 110-127.
- Junk, W.J., Ohly, J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (2000). *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 584 pp.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (Eds.) (2010). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Ecological Studies, Vol. 210: 615pp
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Parolin, P., Wittmann, F., & Schongart, J. (2010). Ecophysiology, biodiversity and sustainable management of Central Amazonian floodplain forests: a synthesis. - In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J., & Parolin, P. (eds.): *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Ecological Studies, Vol. 210: 511 – 540.

- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J. & Wittmann, F. (2012). A classification of major natural habitats of Amazonian white water river floodplains (várzeas). *Wetlands Ecology and Management* 20(5): 461-475.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Schöngart, J. (2020). *Várzeas Amazonicas: Desafios para um manejo sustentável*. Editora INPA: 310 pp.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J.M. & Wittmann, F. (2011). A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands* 31: 623-640
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J. & Wittmann, F. (2012). A classification of major natural habitats of Amazonian white water river floodplains (várzeas). *Wetlands Ecology and Management* 20(5): 461-475.
- Junk, W.J., Wittmann, F., Schöngart, J. & Piedade, M.T.F. (2015). A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetlands Ecology and Management* 23(4): 677-693.
- Kern, J. & Darwich, A. (1997). Nitrogen turnover in the várzea. In: Junk, W.J. (Ed.): *The central Amazon Floodplain: ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin: 147-186.
- Kern, J., Kreibich, H., Koschorreck, M. & Darwich, A. (2010). Nitrogen balance of a floodplain forest of the Amazon River: the role of nitrogen fixation. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittman, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (Eds.): *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Ecological Studies 210: 281-299.
- Lehner, B., Grill, G. (2013). Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. *Hydrological Processes*, 27(15): 2171–2186.
- Lundberg, J. G., Marshall, L. G., Guerrero, J., Horton, B., Malabarba, M. C. S. L. & Wesselingh, F. (1998). The stage for neotropical fish diversification. In: Malabarba, L.R., Reis, R.E., Vari, R.P., Lucena, Z.M.S., & Lucena, C.A.S. (Eds.): *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil: 13–48.
- McGrath, D.G., Arantes, C., da Gama, A.S.P., Castello, L., de Almeida, O.T., Miorando, P.S. & Pezutti, J. (2020). Manejo comunitário da pesca no Baixo Amazonas, Estado do Pará. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Schöngart, J. (Eds.): *Várzeas Amazonicas: Desafios para um manejo sustentável*. Editora INPA: 226-241.
- Meggers, B.J. (1987). The early history of man in Amazonia. In: Whitmore, T.C., & Prance G.T. (eds.): *Biogeography and quaternary history in tropical America*. Clarendon Press, Oxford: 151 – 174.
- Melack, J.M. & Hess, L.L. (2010). Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Ecological Studies, Vol. 210: 43-59.
- Montero, J.C., Piedade, M.T.F. & Wittmann, F. (2014): Floristic variation across 600 km of black-water inundation forests (igapó) along the Brazilian Negro River. *Hydrobiologia* 729: 229-246.
- Montero, J.C. & Latrubesse, E.M. (2015). The igapó of the Negro River in Central Amazonia: Linking late-successional inundation forest with fluvial geomorphology. *Journal of South American Earth Sciences* 46: 137-149.
- Ohly, J.J. & Hund, M. (2000). Floodplain animal husbandry in central Amazonia. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (Eds.): *The central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management*. Backhuys Publishers, b.v., Leiden: 313-343.
- Ohly, J.J. (2020). Agropecuária nas várzeas da Amazonia Central: Uma atividade econômica e sustentável? In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Schöngart, J. (eds.): *Várzeas Amazonicas: Desafios para um Manejo sustentável*. Editora INPA: 310 pp.
- Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M. & Henderson, A. (eds.) (1999). *Várzea: Diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains*. *Advances in Economic Botany*, Vol. 13, New York Botanical Garden Press.
- Parolin, P., De Simone, O., Haase, K., Waldhoff, D., Rottenberger, S., Kuhn, U., Kesselmeier, J., Schmidt, W., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (2004). Central Amazon floodplain forests: tree survival in a pulsing system. *The Botanical Review* 70: 357-380.

- Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Wittmann, F., Parolin, P. & Junk, W.J. (2013). Impactos ecológicos da inundação e seca a vegetação das áreas alagáveis amazônicas. In: Nobre, C.A. & Borma, L.S. (eds.): Eventos climáticos extremos na Amazônia: causas e consequências. 1. Ed., Oficina de Textos, São Paulo: 268-305.
- Piedade, M.T.F., Junk, W.J. & Long, S.P. (1991). The productivity of the C4 grass *Echinochloa polystachya* on the Amazon Floodplain. *Ecology* 72: 1456-1463.
- Piedade, M.T.F., Junk, W.J., D'Angelo, S.A., Wittmann, F., Schöngart, J. & Lopes, A. (2010). Aquatic herbaceous plants of the Amazon floodplains: state of the art and research needed. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22: 165-178.
- Piedade, M.T.F., Lopes, A., Demarchi, L.O., Junk, W.J., Wittmann, F., Schöngart, J. & Cruz, J. (2019). Guia de campo de herbáceas aquáticas: várzea Amazônica. 1. ed. Editora INPA, Manaus: 300pp.
- Piedade, M.T.F., Parolin, P., Lopes, A., Wittmann, F., Junk, W.J., Mortati, A., André, T. & Schöngart, J. (in press): Amazonian Rivers from the Guiana Shield. Chapter 7. In: Graça et al. (editors): Rivers of South America. Elsevier.
- Putz, R. & Junk, W.J. (1997). Phytoplankton and periphyton. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System. *Ecological Studies*, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York: 207-222.
- Rai, H. & Hill, G. (1984). Primary production in the Amazonian aquatic ecosystem. In Sioli, H. (ed.): The Amazon – Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. *Monographiae Biologicae*. Junk, Dordrecht: 311-335.
- Reis, R.E., Kullander, O. & Ferraris Jr., C.J. (2003). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre: 742pp.
- Rios-Villamizar, E.A., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (2016). Tipologia de águas em áreas úmidas da bacia Amazônica: uma revisão enfatizando a classificação dos rios e igarapés. In: Ferreira, S.J.F., da Silva, M.L. & Pascualoto, D. (eds.): Amazônia das águas: qualidade, ecologia e educação ambiental. VALER, INPA, FAPEAM: 175-191.
- Ríos-Villamizar EA, Lopes A, Silva MSR, et al. (2022). Water chemistry of rivers and streams from the Jaú and Uatuma basins in central Brazilian Amazon. *Sustainable Water Resources Management* 8: 117.
- Rodrigues, M.S. (1994). Biomassa e produção fitoplanctônica do Lago Camaleão (Ilha de Marchantaria, Amazonas). Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/Fundação Universidade do Amazonas (FUA), Manaus.
- Roosevelt, A.C. (1999). Twelve thousand years of human-environment interaction in Amazon floodplain. In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M. & Henderson, A. (eds.): Várzea: Diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains. *Advances in Economic Botany*, Vol. 13, New York Botanical Garden Press: 371-392.
- Schmidt, G.W. (1973). Primary production of phytoplankton in the three types of Amazonian waters. III. Primary production of phytoplankton in a tropical floodplain lake of Central Amazonia, Lago do Castanho, Amazon, Brazil. *Amazoniana* 4: 379-404.
- Schmidt, G.W. (1976). Primary production of phytoplankton in the three types of Amazonian waters. IV. Primary production of phytoplankton in a bay of the lower Rio Negro (Amazonas, Brazil). *Amazoniana* 5: 517-528.
- Schöngart, J., Wittmann, F., Piedade, M.T.F., Junk, W.J. & Worbes, M. (2005). Wood growth patterns of *Macrobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) in Amazonian black-water and white-water floodplain forests. *Oecologia* 145: 454-461.
- Schongart, J. (2010). Growth-Oriented Logging (GOL): The use of species-specific growth information for forest management in Central Amazonian floodplains. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (Eds.): Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management, Springer, Ecological Studies. Vol. 210: 437-462.
- Schöngart, J. (2008). Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. *Forest Ecology and Management* 256: 46-58.
- Schöngart, J. & Queiroz, H.L. (2010). Timber extraction in the Central Amazonian floodplains. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. *Ecological Studies*, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 419-436.

Schöngart, J. & Junk, W.J. (2020). Clima e hidrologia nas várzeas da Amazônia Central. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Schöngart, J. (eds.): *Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável*. Manaus, Editora do INPA: 44-65.

Schoengart, J. (2020). O manejo florestal na várzea da Amazonia Central: História, desenvolvimento e futuros desafios. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Schöngart, J. (eds.): *Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável*. Manaus, Editora do INPA: 178-206.

Schoengart, J., Wittmann, F., de Resende, A.F. ...Val, A.L., Junk, W.J., & Piedade, M.T.F. (2021). The shadow of the Balbina dam: A synthesis of over 35 years of downstream impacts on floodplain forests in Central Amazonia. *Aquatic Conserv. Mar Freshw Ecosyst.*: 1-19.

Science Panel for the Amazon (2021). Executive Summary of the Amazon Assessment Report. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York.

Smith, N.J.H. (1979). A pesca no Rio Amazonas. INPA, Manaus.

Smith, N.J.H. (1981). *Man, fishes and the Amazon*. Columbia University Press, New York.

Smith, N.J.H. (1999). *The Amazon River Forest: a natural history of plants, animals, and people*. Oxford University Press, New York.

Sioli, H. (1956). Über Natur und Mensch im brasilianischen Amazonasgebiet. *Erdkunde* 10(2): 89–109.

Soares, M.G.M., Junk, W.J., Freitas, C.E.de C. & Oliveira, A.M. de (2020). Pesca comercial e piscicultura do Estado do Amazonas: Estado atual e perspectivas. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Schöngart, J. (eds.): *Várzeas Amazônicas: Desafios para um manejo sustentável*. Editora INPA: 207-225.

Uherkowich, G. & Schmidt, G.W. (1974). Phytoplanktontaxa in dem zentralamazonischen Schwemmlandsee Lago do Castanho. *Amazoniana* 5: 243-283.

Uherkowich, G. & Rai, H. (1979). Algen aus dem Rio Negro und seinen Nebenflüssen. *Amazoniana* 6: 611-638.

UNEP-WCMC & IUCN (2023), Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA) [On-line], [08/2023], Cambridge, UK: UNEP-WCMC and IUCN Available at: www.protectedplanet.net.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, K.W. & Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.

Wittmann, F., Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (2004). The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management* 196: 199-212.

Wittmann, F., Schöngart, J., Montero, J.C., Motzer, M., Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Queiroz, H.L. & Worbes, M. (2006): Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography* 33: 1334-1347.

Wittmann, F., Schöngart, J. & Junk, W.J. (2010). Phytogeography, Species Diversity, Community Structure and Dynamics of Central Amazonian Floodplain Forests. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (eds.) (2010). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Ecological Studies, Vol. 210: 61-102.

Wittmann, F., Householder, E., Piedade, M.T.F. et al. (2013). Habitat specificity, endemism, and the neotropical distribution of Amazonian white-water floodplain trees. *Ecography* 36: 690-707.

Wittmann, F. & Oliveira Wittmann, A. (2010). Use of Amazonian floodplain trees. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): *Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management*. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 389-418.

Wittmann F, Householder E, de Oliveira Wittmann A, Lopes A, Junk WJ, Piedade MTF (2015). Implementation of the Ramsar Convention on South American wetlands: an update. *Research and Reports in Biodiversity Studies* 4: 47—58.

Worbes, M., Klinge, H., Revilla, J.D. & Martius, C. (1992). On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. *Journal of Vegetation Science* 3: 553-564.

Worbes, M. (1997). The forest ecosystem of the floodplains. In *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies 126; Junk, W.J., Ed.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany: 223–266.

CAPÍTULO 7

AS ÁREAS ÚMIDAS DO BAIXO RIO GUAPORÉ

Wolfgang J. Junk¹, Georg Irion^{1,2}, Erica Cezarine de Arruda^{1,3}, Florian Wittmann,
Mônica Gabrielly Paêlo¹, Gustavo Mazon Nunes,
Gilmar Alves Lima-Júnior¹ e Cátia Nunes da Cunha^{3,4}

¹ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT–INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT). Rua Vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: wjj@evolbio.mpg.de

² Department of Marine Geology, Research Institute Senckenberg, Suedstrand 40, 26382 Wilhelmshaven, Alemanha.

³ Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP), Rua vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380 - Cuiabá-MT, Mato Grosso, Brasil. E-mail: inau.cpp@gmail.com

⁴ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT–INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Pesquisadora Associada, Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade; Av. Fernando Corrêa da Costa, nº 2367, Boa Esperança, 78.060-900, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Site: www.inau.org.br; E-mail: biocnc@gmail.com

RESUMO

As áreas úmidas (AUs) do baixo Rio Guaporé possuem uma extensão de cerca de 12.800 km² e pertencem ao grupo das grandes paisagens úmidas do Brasil. Apesar de sua posição ao longo do canal do rio, somente uma faixa estreita coberta por sedimentos recentes é influenciada diretamente pela inundação anual, que chega em média a 4,77 m. Os sedimentos das grandes áreas atrás dessa faixa são muito antigos, atingindo provavelmente uma idade de vários milhões de anos. Elas são inundadas pela chuva e pela água dos pequenos córregos provenientes da Chapada dos Parecis. Diferencia-se entre uma sub-região em uma depressão pantanosa acima da cidade Costa Marques, separada por um dique marginal elevado do canal do rio. Ela é coberta por vegetação herbácea-graminosa com manchas da palmeira buriti (*Mauritia flexuosa*). Outra sub-região mais elevada entre a Comunidade Rolim de Moura do Guaporé e a cidade Pimenteiras do Oeste é coberta por campos de murunduns. Apesar da separação hidrológica dessas sub-regiões do canal do rio, o intercâmbio da flora e fauna com o próprio rio e a área alagável recente ativa é intenso. Por isso, essas áreas podem ser classificadas como paleoáreas alagáveis ativas. Uma descrição de maiores unidades vegetacionais mostra a transição entre a vegetação do Cerrado e a vegetação da Amazônia Central. Grandes partes das AUs e das áreas no seu entorno são protegidas por diferentes tipos de reservas e terras indígenas. Porém, a região é considerada a mais nova fronteira agrícola do estado de Rondônia e a pressão do agronegócio para as AUs e para os povos indígenas tem aumentado. O conhecimento científico sobre as AUs ainda é muito limitado. Por isso, recomendam-se estudos ecológicos adicionais que incluam também aspectos práticos sobre os impactos ecológicos e sociais das atividades agrárias para as próprias AUs e os recursos hídricos da região em geral.

Palavras-chave: áreas alagáveis, sedimentos, cobertura vegetal, proteção, ameaças.

ABSTRACT

The wetlands of the lower Guaporé River – With an area of about 12,800 km², the wetlands at the lower Guaporé River belong to the group of large wetland landscapes of Brazil. Despite their position along the

river channel, only a narrow strip, covered by recent sediments, is influenced by the annual water level fluctuations, which reach 4.77 m on average. The sediments of the large wetland areas behind this strip are probably several millions of years old. They are shallowly inundated by rains or water from small tributaries from the high plains of the Chapada dos Parecis. These wetlands can be subdivided into a sub-region situated in a swampy depression upriver of the city of Costa Marques, separated from the river by an elevated levee. They are covered by grasses and herbaceous plants, including the swamp palm buriti (*Mauritia flexuosa*). The sub-region between the community of Rolim de Moura do Guapore and the city of Pimenteiras do Oeste is higher than the maximum river level and covered by periodically flooded termite mound savannas (campos de murunduns). Despite the hydrological separation, there is an intense exchange of flora and fauna between these wetlands and the river and its active recent floodplain. Therefore, they are considered as active paleo-floodplains. A description of their major vegetation units indicates a transition between cerrado vegetation and the vegetation of Central Amazonia. Large parts of the wetlands and the surrounding area are protected by different types of conservation units or indigenous reserves. However, the region is also considered as the new agricultural front of the State of Rondonia and pressure from agrobusiness on the wetlands and indigenous communities is increasing. Given the still very limited scientific knowledge about these wetlands, additional ecological studies are recommended. They should include practical aspects about the potential environmental and social impacts of agricultural activities on the wetlands and on the hydrological resources of the region in general.

Keywords: floodplains, sediments, vegetation cover, protection, threats.

INTRODUÇÃO

O Rio Guaporé é considerado um dos grandes rios do Brasil. Ele é acompanhado por extensas áreas úmidas (AUs), cuja maior parte está localizada no curso inferior, na fronteira entre o Brasil e a Bolívia. Devido as suas características litológicas e geomorfológicas, que incluem terrações aluviais e áreas de acumulação aluvial inundáveis, a região é denominada de Pantanal do Guaporé (Brasil, 1979), semelhante ao Pantanal. Em Mato Grosso, a cabeceira do Rio Guaporé está localizada na mesma região das cabeceiras do Rio Paraguai conectando as suas áreas úmidas, formando o corredor Guaporé – Paraguai no extremo leste do Brasil (Vanzolini, 1986; Da Silva *et al.*, 2015).

Nas últimas décadas, as áreas úmidas do Rio Guaporé eram pouco atraentes do ponto de vista econômico e com baixa densidade populacional, por ser região fronteira e distante dos grandes centros brasileiros. Entretanto, o rápido avanço da agropecuária tem transformado grandes áreas em pastos para gado e plantações de soja, o que tem aumentado a pressão sobre as AUs. Apesar disso, não houve um aumento correspondente nos estudos ecológicos sobre a região.

As AUs do Rio Guaporé se enquadram no Sistema de Classificação das AUs brasileiras como área com nível de água flutuante, pulsos de inundações previsíveis, além de serem monomodais, de longa duração e baixa amplitude (médias máximas abaixo de 4m) (Junk *et al.*, 2014a, 2014b).

Tem havido esforços para proteger as Áreas de Uso Restrito (Brasil, 2012) nessas grandes AUs, mesmo na ausência de regulamentação legal. Esses esforços incluem a criação

de grandes áreas protegidas em níveis estadual e federal, que receberam o status de Sítio Ramsar em 2017 (RSIS, 2017). Além disso, a proteção dessas áreas inclui a preservação das peculiaridades culturais dos povos originários (Cardozo *et al.*, 2019), como as reservas indígenas na Serra dos Parecis, que protegem algumas das cabeceiras que deságuam na grande AU. Essa área está enfrentando uma forte pressão do agronegócio (Santos & Mota, 2017).

O presente trabalho resume o conhecimento sobre as grandes AUs no baixo Rio Guaporé. Ele trata da sua gênese, da mineralogia dos solos, da cobertura vegetal e descrição dos diferentes macro-hábitats. Além disso, ele discute o intercâmbio das AUs com o Rio Guaporé e providencia dados sobre o valor da área para as faunas aquática e terrestre. Os impactos humanos são discutidos e lacunas de conhecimento científico, abordadas no final.

1. GÊNESE E EXTENSÃO DA ÁREA ALAGÁVEL

O Rio Guaporé é um tributário do lado direito do Rio Mamoré, que faz parte da bacia do Rio Madeira, tributário do lado direito do Rio Amazonas. Ele nasce do encontro do Rio Moleque e do Rio Lagoazinha na Chapada dos Parecis – Mato Grosso, a 630 m de altitude (Da Silva *et al.*, 2018), cerca de 70 km ao oeste da cidade Pontes e Lacerda, perto da borda norte da bacia do Rio Paraguai. As suas cabeceiras conectam-se ao Pantanal de Mato Grosso, outra grande área úmida. Durante o seu percurso de 1.716 km, o rio corre em direção norte-oeste ao longo da Serra dos Parecis, da qual ele recebe vários tributários. Do ponto de vista hidroquímico, ele pertence ao grupo de águas claras com um valor de pH de 6.3 – 6.8, com condutividade de 26 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Santos, 1991).

A maior parte dos solos de sua bacia hidrográfica é formada por sedimentos, que foram depositados no início do Terciário e de outros mais recentes, depositados no final do Quaternário / início do Pleistoceno (Adamy, 2010). Os sedimentos do Quaternário são depositados em maior distância do rio, enquanto os sedimentos mais antigos chegam até a beira do Rio Guaporé. Os sedimentos são encostados por formações Pré-cambrianas, que chegam em forma ilhada também até a superfície dos sedimentos Pleistocênicos (Scandolara, 1999).

Grandes áreas úmidas estendem-se ao longo do curso inferior do Rio Guaporé, que forma a fronteira entre o Brasil e a Bolívia. Na margem esquerda, no lado boliviano, eles conectam-se com as AUs do Rio Iténez, que por sua vez têm conexões com as AUs dos rios Mamoré e Madre de Dios, incluindo os Llanos de Moxos. Elas formam uma paisagem úmida que cobre mais de 100.000 km². Essa região não será tratada aqui. Um resumo sobre os diversos aspectos hidro-ecológicos do Rio Iténez foi apresentado por Van Damme *et al.* (2013), incluindo aspectos da pesca e de vertebrados aquáticos do Rio Guaporé.

De acordo com Irion *et al.* (2016), grandes áreas alagáveis podem ser diferenciadas em:

1. áreas alagáveis recentes ativas – localizadas perto do canal do rio, sujeitas à inundação, erosão e deposição de sedimentos.
2. paleoáreas alagáveis ativas – formadas por paleossedimentos centenas de mil anos atrás, que não estão mais envolvidas em processos de erosão e sedimentação recente causadas por processos aluviais, mas são inundadas principalmente por água de chuva, mostrando todas as características ecológicas de AUs.
3. paleoáreas alagáveis inativas – formadas por paleossedimentos, que se encontram acima do nível da inundação atual e que não são sujeitas a inundações.
4. áreas alagáveis recentes inativas – representadas por áreas nas quais a inundação foi interditada pela construção de diques.

De acordo com essa classificação a área alagável do Rio Guaporé pode ser inserida nas primeiras três categorias.

A área úmida mapeada cobre 12.834 Km², dividida em três grandes sub-regiões (Fig. 1):

A sub-região 1, totalizando 1.245 Km², inclui os paleossedimentos, que acompanham o canal do rio em uma faixa estreita e separam-no da depressão periodicamente inundada entre o Rio Mequém até Rio São Miguel. O levee cai suavemente em direção a depressão e está coberta na parte alta por floresta ombrófila não inundada que passa por diferentes tipos de floresta alagável até ser substituída pelo campo herbáceo graminoso da depressão. Ao compararmos a Floresta ombrófila de transição e manchas aluviais recentes com a Floresta ombrófila decídua (seca), esta última encontra-se em áreas com espécies arbóreas de maior porte e também sem a ocorrência hidrologia mais ativa possuindo assim padrões espectrais característicos e textura mais rugosa devido a variação de altura das árvores. Em frente da restinga alta encontra-se em pequenos pedaços a área alagável recente ativa, que está sujeita a processos de erosão e sedimentação do próprio rio. Ela apresenta macro-habitats característicos, tais como pequenos lagos, canais e áreas cobertas com plantas herbáceas graminóides e floresta aluvial.

Na base de dados hidrológicos, sedimentológicos e vegetacionais, a paleoárea alagável ativa pode ser dividida em duas sub-regiões: **A sub-região 2** estende-se entre a cidade Pimenteiras do Oeste até as proximidades da comunidade tradicional Rolim de Moura do Guaporé, totalizando 6.411 km² (Figura 1). A área é dominada por campos de murundus, que se encontram um pouco acima do nível máximo do Rio Guaporé durante a cheia. Isso significa que o Rio Guaporé não influencia a área diretamente com água e sedimentos recentes. A inundação resulta das chuvas locais e do represamento do escoamento dessa água pelo rio durante a cheia. Cerca de 70% da área é inundada durante a época chuvosa.

Os campos de murundus chegam em vários pontos até a beira do rio. A sub-região encontra-se na zona de transição entre o Pantanal de Mato Grosso e o Bioma Amazônico. Mais da metade da área (4,27 mil km²) pertence ao Parque Estadual de Corumbiara, no interflúvio dos rios Corumbiara e Guaporé.

A **sub-região 3** é uma depressão de cerca de 5.178 km² de extensão, entre o Rio Mequém até o Rio São Miguel. O centro da depressão é formado por uma planície levemente ondulada. Próximo do canal do Rio Guaporé existe um levee elevado de antigos sedimentos que impede o intercâmbio de água e sedimentos entre o rio e a depressão. A inundação ocorre principalmente por água de chuva e água de pequenos tributários provenientes da Chapada dos Parecis. Durante o pico das cheias a profundidade de água atinge de 60 – 120 cm. Na estiagem o solo do fundo da depressão continua saturado e pequenas poças rasas formam um mosaico de áreas mais secas e úmidas. Não existe um sistema interno de escoamento de água.

Entre as duas sub-regiões há uma área transicional entre o Rio Corumbiara e o Rio Mequém. Ela é periodicamente inundável com pequenas manchas de campos de murundus e de campo herbáceo graminoso inundável, manchas de buritizais esparsos e uma dominância de arbustos e árvores hidrófitas em processo de proliferação.

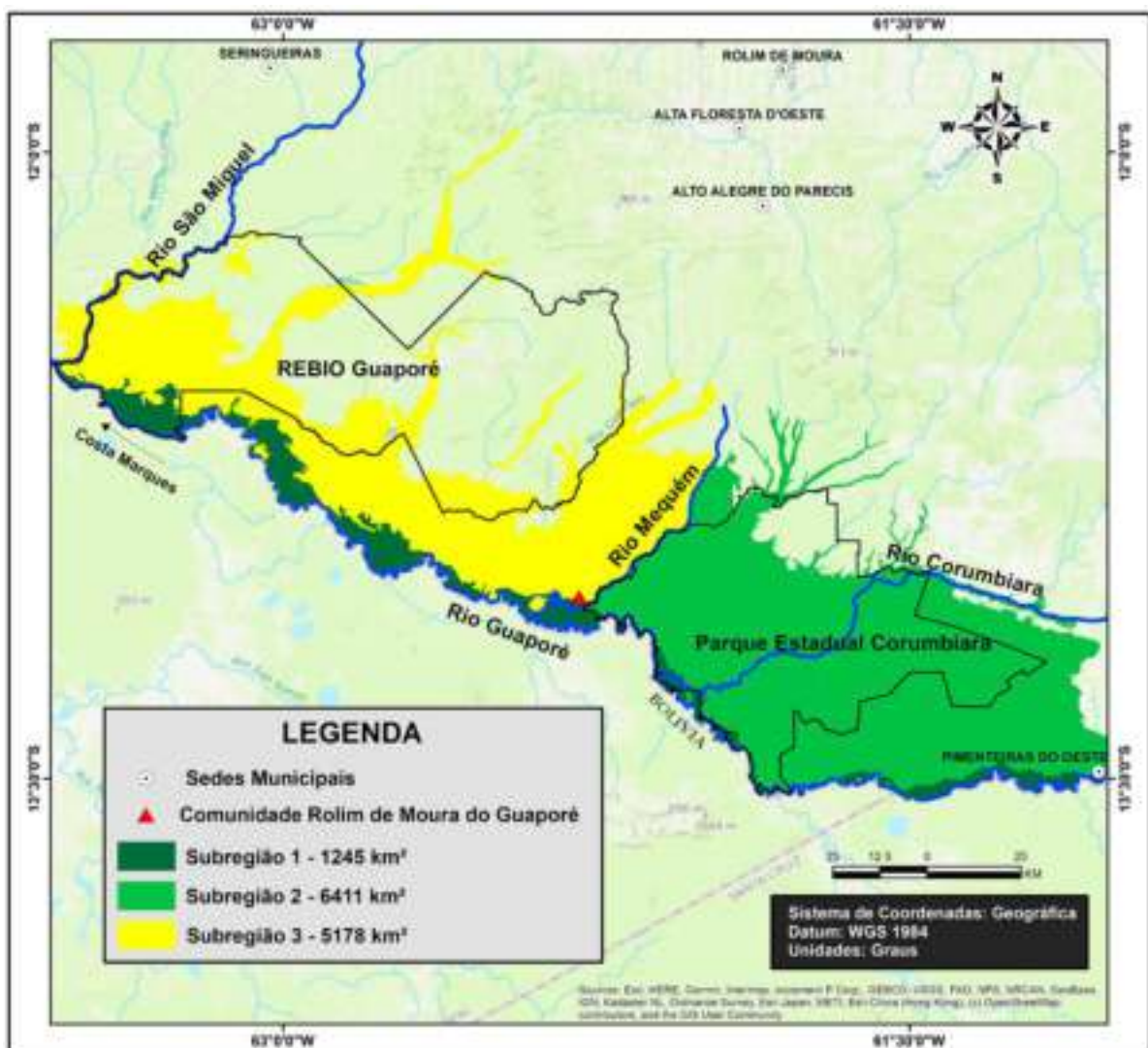


Figura 1. Sub-regiões do médio Rio Guaporé.

2. CLIMA E HIDROLOGIA

Na planície de inundação do Rio Guaporé, o período chuvoso é bem demarcado, ocorrendo de outubro a abril (Brasil, 1979; Sedam/RO, 2009). O clima corresponde ao Aw de Köppen (clima típico de uma savana tropical), com uma época chuvosa e seca por ano. A precipitação anual aumenta de 500 mm no sul para quase 2.000 mm no norte. A temperatura média anual é de 24.4°C.

A amplitude média do pulso do rio é 4,77 m. A descarga média do Rio Guaporé é de 2.100 m³ seg⁻¹. Dados sobre precipitação e nível do rio em Costa Marques são apresentados na Figura 2.

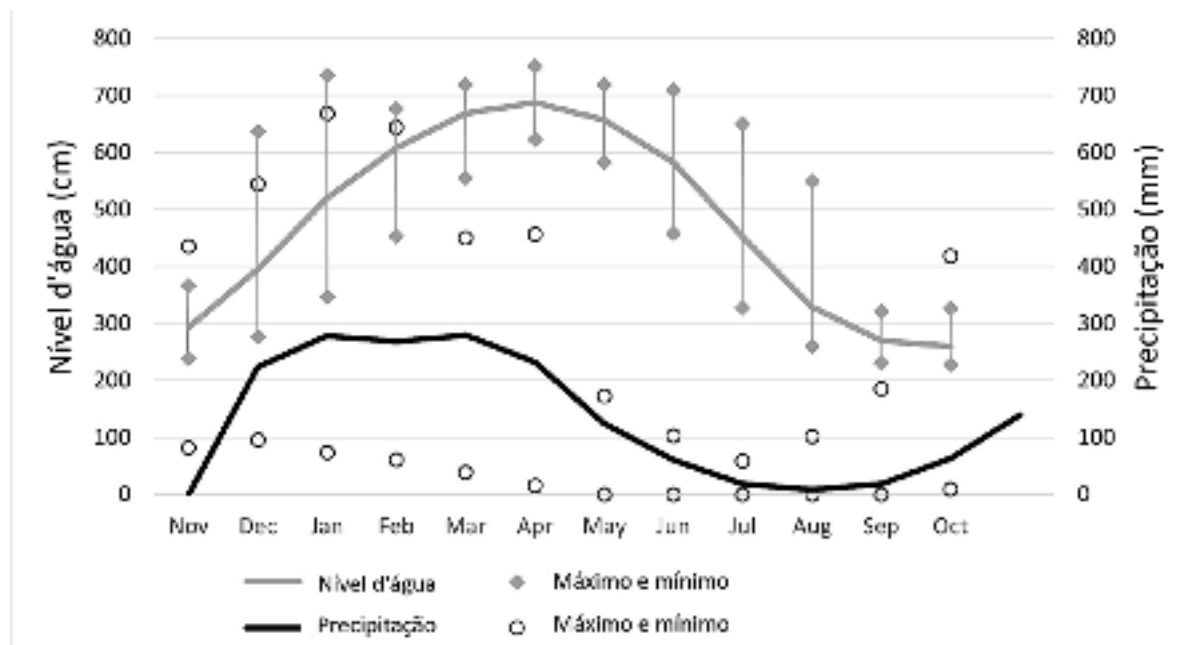


Figura 2. Precipitação e nível de água do Rio Guaporé em Costa Marques no período de 1981 – 2019. Valores máximos, mínimos e médios mensais. (Dados da Agência Nacional das Águas – ANA).

3. COMPOSIÇÃO MINERALÓGICA DOS SEDIMENTOS

A composição mineralógica dos sedimentos das AUs corresponde à divisão ecológica. A faixa estreita ao longo do canal do rio é composta por sedimentos recentes do Rio Guaporé. Em Quadros e Rizzotto (2007, p. 62), eles são descritos como “canal fluvial/planície de inundação – sedimentos aluvionares e coluvionares depositados nos canais fluviais e planícies de inundação dos sistemas de drenagem atuais; materiais detríticos pouco selecionados, compostos por sedimentos arenosos, siltsos e argilosos, com níveis de cascalho”. Investigações mineralógicas mostram que a fração <2 µm é composta principalmente por caolinita, mas ela contém também um mineral 14Å do grupo smektita. Essa composição corresponde à carga sedimentar atual do Rio Guaporé (Irion *et al.*, no prelo).

Na planície de inundação de 30 a 80 km de largura, estão depositados os sedimentos de origem pleistocênica. Os sedimentos são caracterizados por areia fina maciça, esbranquiçada, intercalada com silte e contendo lentes de argila (Scandolara, 1999; Quadros & Rizzotto, 2007). Esse material contrasta fortemente com os sedimentos recentes do Rio Guaporé e dos seus pequenos tributários. Os recentes estudos mineralógicos na sub-região 2 entre Pimenteiras do Oeste até Rolim de Moura do Guaporé mostram que a camada superficial com uma espessura de cerca de um metro é fortemente decomposta, contendo caolinita e gibbsita. Isso indica que ela foi exposta à atmosfera durante períodos que abrangem centenas de mil até alguns milhões de anos (Irion *et al.*, no prelo).

Os sedimentos na depressão da sub-região 3 são cobertos por uma camada de cerca de 10-20 cm de espessura de matéria orgânica morta, proveniente das plantas herbáceas. A camada superficial do sedimento de cerca de 50 cm de espessura é preta e rica em matéria orgânica queimada (*black carbon*, solo preto). A camada de 50 – 100 cm é uma zona de transição cinza. Embaixo existe uma camada de sedimentos brancos finos, formados por caolinita com pequenas quantidades de um 14Å-mineral, algum ilite e traços de quartzo (Irion *et al.*, no prelo).

A composição mineralógica indica que os sedimentos passaram por grandes alterações em consequência da decomposição em clima tropical. No passado, provavelmente durante o Pleistoceno, o lençol freático deveria ter sido pelo menos 10 metros mais baixo do que hoje. Durante esse período o Quartzo erodiu e formou a camada de caolinita (Irion *et al.*, in press). A distribuição de sedimentos de idade diferente e a geomorfologia complexa ainda não permitem o desenvolvimento de uma hipótese bem fundamentada sobre a gênese da área.

4. ÁREAS PROTEGIDAS DA ÁREA ALAGÁVEL DO RIO GUAPORÉ

Na área alagável do Rio Guaporé existem diferentes áreas protegidas (Figura 3). A região tem uma forte relação das populações indígenas com o ambiente, que dependem deste para sobreviver e manter os seus aspectos culturais, sendo identificadas seis terras indígenas (Tabela 1). A localização desses territórios indígenas providencia proteção para as cabeceiras dos rios que deságuam na área alagável do Rio Guaporé, além de serem áreas parcialmente conectadas, formando, segundo Santos e Gomide (2015), o corredor Guaporé - Mamoré - Itinez.

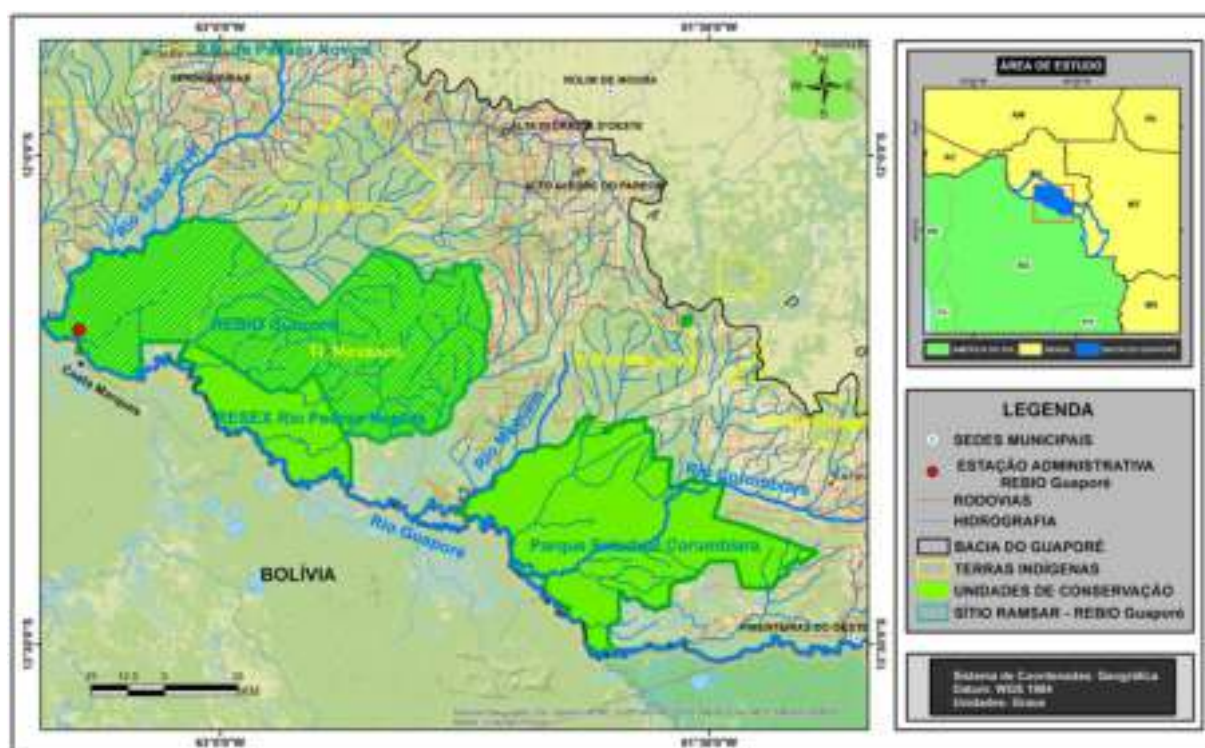


Figura 3. Localização das áreas protegidas da área alagável do Rio Guaporé, parque nacional e estadual, reserva extrativista, comunidades tradicionais quilombolas e terras indígenas.

Tabela 1. Terras e Povos Indígenas identificados na área alagável do Rio Guaporé.

Fonte: Instituto Socioambiental (2023).

Nº	Terra Indígena	Povos	Área Total (ha)
1	Terra Indígena Rio Omerê	Akuntsu e Kanoê	26.177,18
2	Terra Indígena Tanaru	Tanaru Isolados	8.070,00
3	Terra Indígena Rio Mequéns	Makurap e Sakurabiat	107.553,00
4	Terra Indígena Massaco (*sobreposição com UC)	Massaco Isolados	421.895,00
5	Terra Indígena Rio Branco	Aikanã, Arikapú, Aruá, Djeoromitxí, Kanoê, Makurap e Tupari	236.137,00
6	Terra Indígena Uru-Eu-Wau-Wau	Amondawa, Isolados Bananeira, Isolados do Cautário, Isolados no Igarapé Oriente, Isolados no Igarapé Tiradentes, Juma, Kawahiva Isolado do Rio Muqui, Oro Win e Uru-Eu-Wau-Wau.	1.867.120,00

No sentido de manter a grande extensão territorial e conservação da complexidade dos habitats nativos, foi criada a Reserva Biológica (REBIO) do Guaporé, que em março de 2017 foi designada como Sítio Ramsar (RSIS, 2017), possuindo uma área de 600.000

ha, com sobreposição da terra indígena Massaco (Figura 3). Foram estabelecidos também o Parque Estadual Corumbiara e a Reserva Extrativista (RESEX) Pedras Negras (Tabela 2) que possui sobreposição com o Quilombo Pedras Negras, que cobre uma área de 42.869,00 ha.

Tabela 2. Unidades de Conservação presentes na área alagável do Rio Guaporé.

Fonte: Instituto Socioambiental (2023).

Nº	Nome da Unidade de Conservação	Domínio	Esfera de Criação	Categoria (Segundo SNUC)	Área Total (ha)
1	Reserva Biológica do Guaporé	Público	Federal	Proteção Integral	600.000,00
2	Parque Estadual Corumbiara	Público	Estadual	Proteção Integral	384.055,00
3	Reserva Extrativista Pedras Negras	Público	Estadual	Uso Sustentável	124.409,00

5. COBERTURA VEGETAL E DIVERSIDADE DAS PLANTAS

Segundo o IBGE (2006), as AUs do médio Rio Guaporé apresentam os seguintes tipos vegetacionais naturais: **Floresta Ombrófila Densa** – floresta ombrófila densa aluvial com dossel emergente; **Floresta Ombrófila Aberta** – floresta ombrófila aberta aluvial com palmeiras, floresta ombrófila aberta das terras baixas com palmeiras, floresta ombrófila aberta das terras baixas com cipós; **Floresta Estacional Semidecidual** – floresta estacional semidecidual das terras baixas com dossel emergente, floresta estacional semidecidual submontana com dossel emergente; **Savana (Cerrado)** – savana florestada, savana arborizada sem e com floresta de galeria, savana parque sem e com floresta de galeria. Formações pioneiras: **Formações com Influência Fluvial e/ou Lacustre** – buritizal, arbustiva sem e com palmeiras, herbácea sem e com palmeiras; **Vegetação Antrópica**: vegetação secundária com palmeiras, pecuária (pastagem).

As classes temáticas de vegetação remotamente identificadas estão representadas na Figura 4. As informações ainda não são suficientes para apresentar uma classificação pormenorizada dos macro-habitats como descrito, por exemplo, para o Pantanal mato-grossense e outras grandes AUs brasileiras. A descrição das unidades vegetacionais em seguida, que ocupam nessa classificação o nível de subclasse, se baseia em várias expedições, viagens de campo e na literatura.

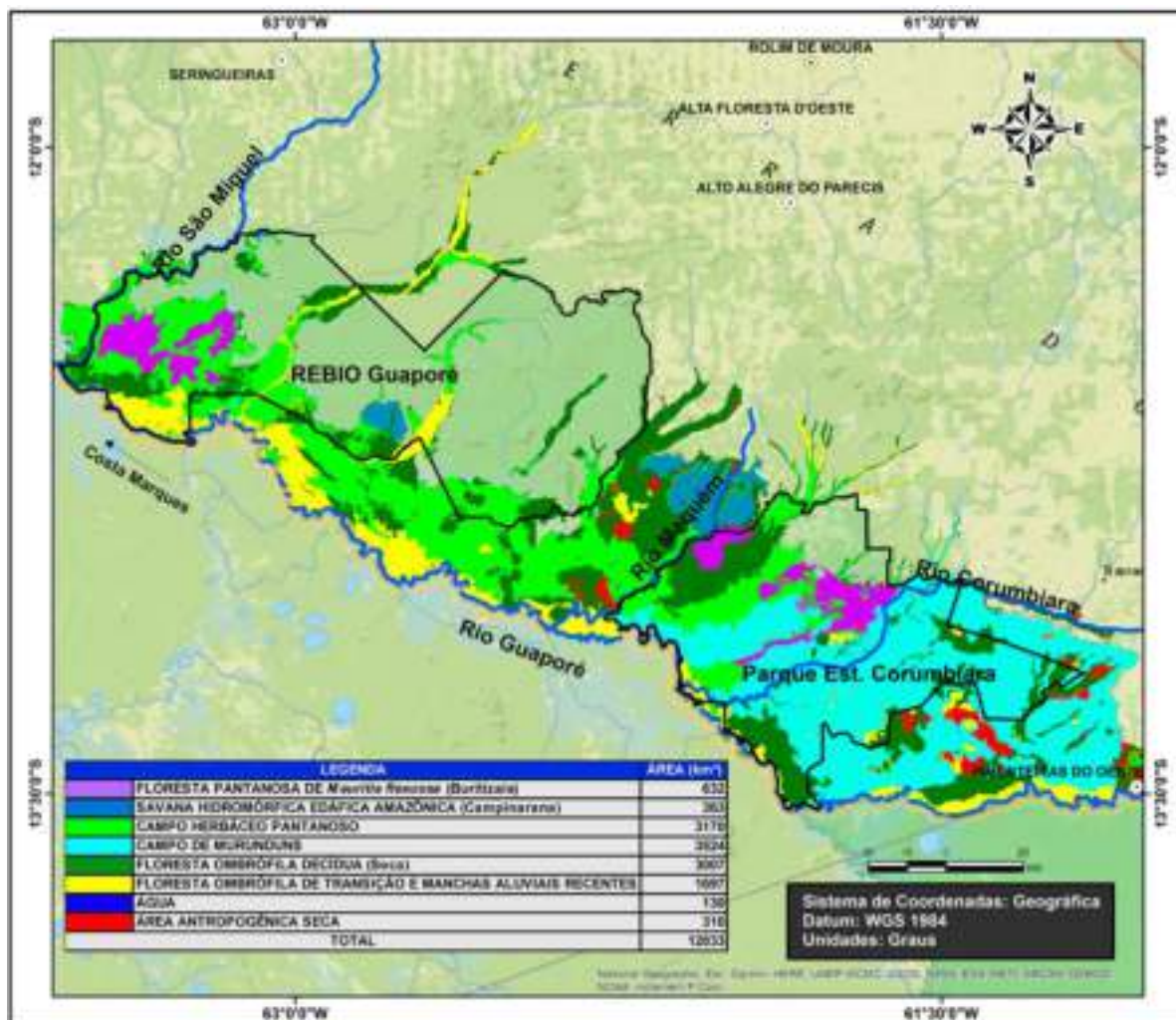


Figura 4. Unidades vegetacionais remotamente identificadas na área alagável do Rio Guaporé.

5.1 Vegetação com Macrófitas Aquáticas Flutuantes Enraizadas Emersas

A vegetação emergente é mais baixa e permite na cheia o crescimento abundante de macrófitas aquáticas submersas e folhas flutuantes, tais como *Nymphaea* spp., *Najas* sp., *Utricularia foliosa* L., *Utricularia* sp., *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, *Pontederia rotundifolia* L.f., *Pontederia* spp., *Ludwigia* spp., *Hygrophila* sp., *Cabomba* sp. e outros.

5.2 Vegetação de Campo Herbáceo Graminoso Inundado por Mais de Seis Meses com Solo Preto

O campo herbáceo graminoso em solo preto da depressão acima da cidade Costa Marques (Figura 5) inclui, entre outras espécies, *Paspalum repens* P.J.Bergius, *Hymenachne amplexicaulis* (Rudge) Nees., *Oryza grandiglumis* (Döll) Prod., *Oryza rufipogon* Griff., *Leersia hexandra* Sw., *Panicum dichotomiflorum* Michx., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, *Pontederia rotundifolia* L.f., *Ludwigia* sp., *Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult., *Eleocharis elegans* (Kunth) Roem. & Schult., *Eleocharis interstincta* (Vahl) Roem. & Schult. e *Stephostachys mertensii* (Roth) Zuloaga & Morrone.



Figura 5. Vegetação de campo herbáceo graminoso na área de abrangência do Rio São Miguel, afluente do Rio Guaporé. Fonte: Erica Cezarine de Arruda.

5.3 Vegetação de Campos de Murundus

Os campos de murundus próximos ao rio apresentam maiores alturas e áreas dos murundus e menor densidade de indivíduos, pois estão sob efeito de maior tempo e profundidade da lâmina d'água devido ao transbordamento lateral do Rio Corumbiara. Já os campos de murundus inundados por água de chuva, mais distantes do rio, onde a profundidade e duração da lâmina d'água são menores (cerca de 0,20 cm) apresentam menores alturas e áreas dos murundus, porém maior densidade de indivíduos. Quase todas as espécies são do bioma Cerrado, somente *Mauritiella aculeata* (Kunth) Burret é encontrada em capoeiras da região amazônica (Sano *et al.*, 2008). Diferenciamos em dois subtipos:

5.3.1 Vegetação Campos de Murundus na Paleoárea Alagável Ativa do Rio Corumbiara e Rio Guaporé (altura média dos murundus 0,65 m)

Os campos de murundus da paleoárea alagável ativa apresentam uma densidade média de 81,5 murundus ha⁻¹, altura média dos murundus de 0,65 m, cobrindo uma área média de 17,4 m². As principais espécies arbóreas são *Staurogyne diantheroides* Lindau, *Aspidosperma tomentosum* Mart. & Zucc., *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S. Moore, *Andira vermifuga* (Mart.) Benth., *Copaifera martii* Hayne, *Dipteryx alata* Vogel, *Coutoubea ramosa* Aubl., *Byrsonima coccolobifolia* Kunth, *Pseudobombax tomentosum* (Mart.) A. Robyns, *Eugenia dysenterica* (Mart.) DC. Espécies de herbáce-

as ocorrendo nos murundus são *Rhynchospora tenuis* Link e *Axonopus purpusii* (Mez) Chase (Paêlo, 2013).

5.3.2 Vegetação de Campos de Murundus na Paleoárea Alagável Ativa Inundados por Chuva (altura média dos murundus 0,45m)

Os campos de murundus da paleoárea alagável ativa apresentam uma densidade média de 226,5 murundus/ha, altura média dos murundus de 0,45 m, com área média dos murundus de 12,8 m². As principais espécies arbóreas são *Hancornia speciosa* Gomes, *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Microstachys hispida* (Mart. & Zucc.) F.Dietr., *Tachigali vulgaris* L.G.Silva & H.C.Lima, *Myrcia palustris* DC., e a palmeira *Mauritiella aculeata* (Kunth) Burret (Figura 6). Espécies herbáceas são *Ctenium cirrosum* (Nees) Kunth, *Mesosetum ansatum* (Trin.) Kuhl., *Trichantheum caaguazuense* (Henrard) Zuloaga & Morrone e *Abolboda poarchon* Seub.. (Paêlo, 2013).



Figura 6. Campos de murundus, com ocorrência de buritirana (*Mauritiella aculeata* (Kunth) Burret) na paleoárea alagável do Rio Guaporé. Fonte: Erica Cezarine de Arruda.

5.4 Florestas inundadas por curto período ao longo de canais de rios e riachos (igapó alto – inunda  o baixa)

Em dois inventários de um hectare cada, perto da Est    o Administrativa da Rebio Guaporé, 106 espécies de árvores ≥ 10 cm diâmetro na altura do peito (DAP) foram amostradas (Wittmann, não publ.). A composi  o florística e diversidade da floresta são comparáveis aos igapós de água clara ou mista da Amazônia, pobres em nutrientes. As espécies

mais importantes são *Amanoa guianensis* Aubl., *Discocarpus essequeboensis* Klotzsch, *Oxandra riedeliana* R.E. Fr., *Tachigali hypoleuca* (Benth.) Zarucchi & Herend., *Tachigali bracteosa* (Harms) Zarucchi & Pipoly, *Eschweilera micranta* (O. Berg) Miers, *Pera glabrata* (Schott) Baill. e *Ternstroemia laevigata* Wawra. Com a exceção de *Calophyllum brasiliense* Cambess. e *Tapirira guianensis* Aubl., que têm ampla distribuição nas AUs amazônicas e no Cerrado, os inventários não apresentaram espécies típicos para as AUs do Cerrado. O nível de inundação variou de 0,60 a 1,60 m.

5.5 Florestas inundadas por longo período ao longo de canais de rios e riachos (igapó baixo – inundação alta)

Em inventário de 1 ha, Lima-Júnior (2012) encontrou na floresta inundada (igapó baixo – inundação alta) 86 espécies ≥ 10 cm diâmetro na altura do peito (DAP). Destacaram-se as espécies mais importantes, *Ruizterania cassiquiarensis* (Spruce ex Warm.) Marc.-Berti, *Pera bicolor* (Klotzsch) Müll.Arg., *Hevea brasiliensis* (Willd. ex A.Juss.) Müll. Arg. e *Xylopia amazonica* R.E.Fr. O nível de inundação pode chegar a até 5 m na época da cheia (Figura 7).



Figura 7. Floresta inundada (igapó baixo – inundação alta) amostrada na Rebio Guaporé. Fonte: Erica Cezarine de Arruda.

5.6 Florestas pioneiras ao longo de canais de rios

As áreas alagáveis recentes ativas ao longo do Rio Guaporé e seus tributários são cobertas por uma floresta tolerante à inundação. Levantamentos (Wittmann, não publ.) mostram que a floresta densa começa em áreas sujeitas a uma inundação de cerca de 3 m de profundidade, correspondendo a um período de cerca de 270 dias. Comunidades pioneiras formadas por *Alchornea castaneifolia* (Willd.) A.Juss., *Symmeria paniculata* Benth. e *Terminalia* spp. podem colonizar praias inundadas até uma profundidade de 4 m, correspondendo a um período de cerca de 300 dias.

5.7 Campinarana Florestada

Na margem do Rio Guaporé, na divisa com a Bolívia, a vegetação foi identificada como campinarana florestada. Lima-Júnior (2012), em um levantamento de 0,5 ha, 97 espécies ≥ 5 cm diâmetro na altura do peito (DAP), destacou a presença de *Eschweilera ovalifolia* (DC.) Nied., *Roupala montana* Aubl., *Myrcia splendens* (Sw.) DC., *Hirtella gracilipes* (Hook.f.) Prance e *Coccoloba* spp. A inunda  o atingiu cerca de 80 cm de altura, indicados pela ocorrência de tufos do líquen *Cladonia* nos troncos, que não tolera inunda  o.

As campinaranas (Figura 8) que ocorrem nas proximidades do Rio Mequém apresentam um pequeno declive com cerca de 1 metro, quando comparado às áreas adjacentes, com inunda  o de cerca de 20 cm de altura. Segundo Adeney *et al.* (2016), as campinaranas são enclaves de vegeta  o aberta que estão distribuídos de forma descontínua por toda a Amazônia. Segundo Veloso *et al.* (1991), a bacia do alto Rio Negro foi o centro de dispersão desse domínio florístico e os ambientes situados ao longo dos rios de água preta são os locais onde essa vegeta  o melhor se adapta.



Figura 8. Fitofisionomia de campinarana nas proximidades do Rio Mequém. Fonte: Gustavo Mazon Nunes.

5.8 Vegeta  o de Brejo

As áreas do lado esquerdo do Rio São Miguel, tributário direito do Rio Guaporé, pertencem à Reserva Biológica (Rebio) Guaporé. Elas são cobertas com vegeta  o nativa, sem sinal de distúrbio por ações antrópicas. Ela é composta por diferentes espécies emergentes de plantas herbáceas, tais como *Thalia geniculata* L., *Heliconia* spp., *Canna glauca* L. (Figura 9A e B).



Figura 9. Vegetação de brejo de A) *Heliconia* spp. e B) *Canna glauca*, nas proximidades do Rio São Miguel.
Fonte: Erica Cezarine de Arruda.

5.9 Buritizais

Mauritia flexuosa L.f. (buriti), espécie que expressa a formação buritizal, é uma das palmeiras mais abundantes que formam florestas permanentemente inundáveis na Amazônia e em áreas de savana inundável (Lorenzi *et al.*, 2002).

Nas AUs do Rio Guaporé, os buritizais podem apresentar populações de buriti densas, ou esparsas. Na forma adensada, a dominância do buriti, associado a outras espécies arbóreas, tais como *Lueheopsis rosea* (Ducke) Burret, *Diospyros guianensis* (Aubl.) Gürke, *Calophyllum brasiliense* Cambess. e *Symphonia globulifera* L.f., ocorre em ambientes mais brejosos, com recrutadas de buritis onde o sub-bosque está bem aberto.

Os buritis abertos (Figura 10) ocorrem sobre campos inundáveis, com dominância de herbáceas, acompanhados de outras espécies lenhosas como *Ludwigia nervosa* (Poir.) H.Hara, *Aptandra tubicina* (Poepp.) Benth. ex Miers, *Piper* spp., *Aeschynomene* spp., *Alchornea* spp. e *Tococa* spp., que ocorrem em baixíssima abundância. É uma formação clássica indicando frequente ação por fogo, onde o buriti adulto é a única planta lenhosa com partes aéreas porque tolera até dois ou mais fogos.



Figura 10. Extensas áreas com buritizais em campos inundáveis nas proximidades do Rio São Miguel.
Fonte: Erica Cezarine de Arruda.

5.10 Floresta Ombrófila Densa da Paleoárea Alagável Inativa (Terra Firme)

A Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme (Figura 11), localizada na sede da Rebio Guaporé, é um habitat livre de inundação. Em um inventário com área de 0,5 ha,

Lima-Júnior (2012) amostrou 73 espécies (DAP $\geq$ 10 cm). As de maior importância foram *Clarisia racemosa* Ruiz & Pav., *Pseudolmedia laevis* (Ruiz & Pav.) J.F.Macbr., *Ruizterania cassiquiarensis* (Spruce ex Warm.) Marc.-Berti, *Helicostylis tomentosa* (Poepp. & Endl.) Rusby e *Brosimum lactescens* (S.Moore) C.C.Berg. O dossel alcança 30 metros de altura, com indivíduos emergentes com até 40 metros (Lima-Júnior, 2012).



Figura 11. Vista geral do interior da Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme na Rebio Guaporé, município de São Francisco do Guaporé, RO. Fonte: Gilmar Alves Lima Júnior.

6. BIODIVERSIDADE ANIMAL

Estudos sobre a biodiversidade animal para a região do Guaporé são bastante escassos. No Plano de Manejo da Reserva Biológica do Guaporé não consta informações relevantes sobre a fauna. Somente em 2009, com o Plano de Manejo Parque Estadual de Corumbiara (Sedam/RO, 2009) foram registradas informações relevantes.

6.1 Ictiofauna

A diversidade de macro-habitats aquáticos na região condiciona habitats para três espécies de arraias de água doce, *Paratrygon aiereba*, *Potamotrygon castexi* e *Potamo-*

trygon motoro, encontrados nos rios Corumbiara, Guaporé e Mequém em locais de fundo arenoso (Sedam/RO, 2009).

Amostrando o alto Rio Guaporé, no município de Pontes e Lacerda, Mato Grosso, Oliveira *et al.* (2014) citam as espécies mais abundantes: *Bryconomericus melanurus*, *Hypoptopoma inexpectatum*, *Holoshestes pequirá*, *Moenkhausia dichroua*, *Bryconomericus stramineus* e *Aphyocharax dentatus*.

Nas lagoas sazonais do Parque Estadual de Corumbiara (Sedam/RO, 2009), as espécies da família Rivulidae (*Moema pepotei*, *Rivulus beniensis*, *Rivulus cf. ornatus* e *Trigonectes macrophthalmus*), que possuem baixa mobilidade, apresentam distribuição bastante restrita. As espécies *Tatia aulopygia* e *Aequidens viridis*, exemplares de pequeno porte das famílias Auchenipteridae e Cichlidae, respectivamente, possuem registros apenas para o sistema de drenagem do Rio Guaporé.

Segundo a Sedam/RO (2009), as espécies de pescado de maior importância socioeconômica são o tambaqui (*Colossoma macropomum*), a matrinhã (*Brycon* sp.), o curimatã (*Prochilodus nigricans*), os pacus (*Myelus* spp.), o tucunaré (*Cichla monoculos*), os acarás (*Astronotus* spp., *Geophagus* spp. e *Mesonauta* spp.), o apapá (*Pellona castelnaeana*), a pescada (*Plagioscion squamosissimos*), os aracus ou piaus (*Leporinus* spp.), os jacundás (*Crenicichla* spp.), o surubim (*Pseudoplatystoma fasciatum*), o bico-de-pato (*Sorubim lima*), o caparari (*Pseudoplatystoma tigrinum*), o mandi (*Pimelodus blochii*), as piranhas (*Serrasalmus* spp. e *Pygocentrus nattereri*), a pirarara (*Phractocephalus hemiliopterus*), o mandubé (*Ageneiosus brevis*), o jeju (*Hoplerythrinus unitaeniatus*), e a traíra (*Hoplias malabaricus*). De maneira geral, essas espécies possuem ampla distribuição na Bacia Amazônica.

6.2 Herpetofauna

O diagnóstico da herpetofauna feito por Vanzolini (1986) demonstra que as espécies são típicas da fauna amazônica, com espécies das áreas abertas do Cerrado e do Pantanal. Os estudos realizados no PE de Corumbiara corroboram a característica de transição entre o Cerrado/Pantanal e a Amazônia, com predominância da última, com um grande potencial para a ocorrência de espécies não descritas e endêmicas, mas ainda muito pobremente estudada e representada em estudos científicos e coleções científicas (Sedam/RO, 2009).

A herpetofauna presente no Parque Estadual de Corumbiara (Sedam/RO, 2009) reflete o aspecto transicional da região, sendo composta por espécies da Amazônia, do Cerrado e do Pantanal, assim como de espécies com ampla distribuição geográfica. Aproximadamente 75% das espécies registradas ocorrem na Amazônia, 64% no Cerrado e 61% no Pantanal. Dentre as espécies típicas da Amazônia, estão incluídas *Rhinella margaritifera*, *Dendropsophus leucophyllatus*, *Hypsiboas boans*, *H. cinerascens*, *H. geographicus*, *Osteocephalus taurinus*, *Scinax ruber*, *Trachycephalus resinifictrix*, *Leptodactylus lineatus*, *Plica umbra*, *Gonatodes hasemani*, *Leposoma osvaldoi*, *Kentropyx*

altamazonica e *Typhlops reticulatus*. Dentre as espécies típicas do Pantanal, destacam-se *Pseudis limellum*, *Caiman yacare* e *Eunectes notaeus*. Dentre as espécies típicas do Cerrado, estão incluídas *Rhinella ocellata*, *R. schneideri*, *Mabuya guaporicola*, *Tupinambis merianae* e *Crotalus durissus*. Nenhuma das espécies registrada pode ser considerada endêmica da região, mas merecem destaque *Chironius laurenti*, *Gymnophthalmidae* gên. nov., *Leposoma osvaldoi* e *Eunectes notaeus*, que possuem distribuições relativamente restritas a essa porção do continente.

6.2 Mamíferos e Outras Espécies

Oito das 70 espécies de mamíferos registrados no Parque Estadual de Corumbiara estão incluídas na Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (Sedam/RO, 2009). São elas o tamanduá-bandeira, *Myrmecophaga tridactyla*, o tatu-canastra, *Priodontes maximus*, o macaco-preto, *Ateles belzebuth*, o lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*, a ariranha, *Pteronura brasiliensis*, a suçuarana, *Puma concolor*, a onça-pintada, *Panthera onca*, e o cervo do Pantanal, *Blastoceros dichotomus*. Destacam-se as ocorrências de *Monodelphis emiliae*, uma espécie de pequeno marsupial muito mal representada em coleções científicas do Brasil e do mundo e supostamente rara na natureza, e de *Pseudalopex vetulus*, uma raposa-do-campo.

Diversas espécies que, embora não exclusivas, são típicas do sistema do Pantanal, ocorrem na região, por exemplo, o cervo do pantanal (*Blastocerus dichotomus*), o tuiuiú (*Mycteria jabiru*) e o jacaré do pantanal (*Caiman yacare*). A região abriga, também, espécies endêmicas da Bacia Amazônica, por exemplo, o boto rosa (*Inia geoffrensis*), primatas, como o cuxiú-de-nariz-branco (*Chiropotes albinasus*), a cigana (*Opisthocomus hoazin*) e o jacaré-açu (*Melanosuchus niger*). Da região do Cerrado são típicos o veado campeiro (*Ozotocerus bezoarticus*) e o tatu canastra (*Priodontes maximus*). Dessa maneira, a região do Parque Estadual de Corumbiara pode ser efetivamente caracterizada como uma região de tensão ecológica de três grandes biomas brasileiros (Amazônia, Cerrado e Pantanal), com características possivelmente únicas no território nacional (Sedam/RO, 2009).

6.3 Avifauna

Em um levantamento de cinco anos da avifauna da Rebio Guaporé, Santos-Júnior e Alves (2014) observaram a ocorrência de 117 espécies, das quais *Psophia viridis*, *Aburria cumanensis*, *Agamia agami*, *Harpia harpyja*, *Morphnus guianensis* e *Neochen jubata* fazem parte da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da UICN. Também é identificada pelos autores a presença das aves migratórias *Pandion haliaetus*, *Tringa flavipes* e *Tringa solitaria*, todas visitantes sazonais oriundas do hemisfério Norte. Outras espécies citadas foram *Agamia agami*, *Ara chloropterus*, *Sarcoramphus papa*, *Busarellus nigricollis*, *Herpetotheres cachinnans*, *Falco rufigularis* e *Ibycter americanus*.

7. IMPACTOS HUMANOS E PROTEÇÃO AMBIENTAL

A pressão sobre o ambiente do Rio Guaporé promovida pela sinergia das atividades de pecuária, agricultura e energética inicia-se desde suas cabeceiras no estado de Mato Grosso (Da Silva *et al.*, 2015). O intenso desmatamento para expansão da fronteira agrícola nas proximidades do Parque Estadual de Corumbiara vem ocasionando o aumento dos processos erosivos na alta bacia dos tributários do Rio Guaporé. Esse processo vem sendo responsabilizado pelo aumento da taxa de deposição de sedimentos e assoreamento dos tributários, ocasionando provavelmente a redução da velocidade da água e, consequentemente, a ampliação da cota de inundação nos seus cursos mais baixos e na área de planície deprimida (Sedam/RO, 2009).

Segundo Santos e Mota (2017), a pecuária nas partes altas resulta na contaminação dos lagos da área alagável do Rio Guaporé pelos dejetos produzidos pelos animais. A pecuária extensiva na área alagada aumenta as chances de fogo pelo manejo para controle de plantas invasoras. A introdução de espécies exóticas (*Brachiaria humidicola*, *B. subquadrifida* e *Brachiaria* spp.) torna-se uma ameaça por falta de manejo adequado (Sedam/RO, 2009).

As alterações promovidas pela Lei nº 12.651, de 2012, que, apesar de ter mantido o mesmo conceito de áreas de preservação permanentes (APPs), como estabelecidas no Código Florestal de 1965, são bastante significativas, porque estabelecem que os cursos d'água sejam contabilizados a partir da borda da calha do leito regular, e não do seu nível de inundação mais alto. Alterações significativas no uso e ocupação do solo em APPs na parte alta ao redor da área alagável foram demonstradas por Moura *et al.* (2017). Dessa forma, houve uma redução significativa na proteção de áreas onde as águas extravasam no período da cheia, como demonstrado pelos autores.

Outro fator impactante tem sido a política de provisão de energia elétrica. Lideranças indígenas relatam que oito pequenas hidroelétricas instaladas nas terras altas próximas à terra indígena do Rio Branco têm gerado danos ambientais, sociais e culturais a esses povos. Além disso, a presença desses empreendimentos ocasiona a mortalidade de peixes, mudança de cursos d'água e alteração do pulso de inundação dos rios, promovidas pelo histórico de flexibilizações da legislação, em que empresários aproveitam brechas, com um discurso de redução de danos ambientais que na prática se mostra diferente. Na bacia hidrográfica do Rio Guaporé, uma UHE e quatro PCHs estão em operação e sete PCHs estão em planejamento (Da Silva *et al.*, 2018).

A alteração do pulso de inundação, associada a interferências humanas, tem impactado as áreas de nidificação de quelônios do gênero *Podocnemis* (Fachín-Terán e Vogt, 2004), por perda de seus habitats, tais como ilhas arenosas que são ponto de parada, pernoite e sua reprodução, além de inúmeras aves aquáticas (Sedam/RO, 2009).

A ausência de dados sobre contaminação por mercúrio e outros agentes químicos, inclusive de dados sobre a atividade pesqueira, constitui uma das principais barreiras à gestão nessas áreas (Wellcome, 1990; Isaac *et al.*, 2008).

O baixo curso do Rio Guaporé representa o quinto principal destino de pesca esportiva no Brasil, conforme destacado por Rondônia (2017). Essa atividade econômica desempenha um papel de destaque na região e, por isso, vem enfrentando desafios relacionados aos impactos ambientais causados pelo turismo desordenado (Cota *et al.*, 2019). Esses impactos incluem o considerável acúmulo de resíduos, a navegação indiscriminada em diversos habitats, bem como a formação de trilhas nas áreas de preservação permanente (APP) para a construção de acampamentos.

Os búfalos selvagens do vale do Guaporé vêm causando impacto nas áreas úmidas, pois, ao andar em trilhas durante a seca para acessar os corpos d'água, eles formam uma rede de drenagem artificial (Figura 12), intensificando a drenagem e modificando a estrutura hidrológica da depressão. Estimativas, segundo Bisaggio *et al.* (2013), indicam que havia mais de 4 mil cabeças na Rebio Guaporé e Resex Pedras Negras às margens do Rio Guaporé.



Figura 12. Rede de drenagem artificial ocasionada pelos búfalos selvagens do Vale do Guaporé. Fonte: Gustavo Mazon Nunes.

8. DISCUSSÃO E RECOMENDAÇÕES

No Brasil existem várias grandes AUs periodicamente alagadas por um pulso de inundação monomodal. Seis delas já são ecologicamente caracterizadas e permitem uma comparação entre elas. As várzeas e igapós amazônicos e as AUs ao longo do Rio Paraná são características de áreas alagáveis fortemente influenciadas pelos grandes rios. Elas são sujeitas às frequentes inundações, processos de erosão e sedimentação dos seus respec-

tivos rios. Grandes partes pertencem à categoria das áreas alagáveis ativas recentes e têm uma idade relativamente baixa. As partes recentes das AUs amazônicas foram formadas a partir do fim da última época glacial, cerca de 12.000 anos atrás. A planície aluvial atual do Rio Paraná também se formou no Holoceno (Cap. 10).

Os rios, que formam as AUs no Rio Araguaia e no Pantanal, influenciam somente faixas estreitas ao longo dos seus cursos pelas inundações anuais e processos de erosão e sedimentação. Isso significa que a área alagável recente ativa é relativamente pequena, a maior extensão da área alagável pertence à categoria das paleoáreas alagáveis ativas e inativas, que foram formadas pelos rios centenas de mil até vários milhões de anos atrás (Irion *et al.*, 2011, 2016). A inundação ocorre pelas chuvas locais, pequenos tributários e o represamento da descarga dessas águas pela subida do nível dos rios maiores. Através do sistema interno de canais, existe um intercâmbio intensivo de plantas e animais entre a área alagável e os rios principais.

As áreas alagáveis do Rio Guaporé mostram uma situação hidrológica e sedimentológica bem diferente. Somente uma estreita faixa ao longo do canal do rio é diretamente influenciada pelo próprio rio, pertencente à área alagável recente ativa. A maior parte é categorizada paleoárea alagável ativa. O mapa das unidades vegetacionais (Figura 4) mostra a existência de duas grandes unidades hidrológicas e vegetacionais: a grande depressão pantanosa rio abaixo, separada do rio por leques estreitos elevados, e a área rio acima, que é mais alta do que o nível máximo da água do Rio Guaporé e é coberta por campos de murunduns. No mapa geológico do estado de Rondônia (Scandolara, 1999), ambas as áreas são descritas como “deposições pantanosas da Formação Guaporé caracterizadas por areia fina maciça, esbranquiçada intercalada com silte e contendo lentes de argila (N2Q1g(pa)”. Estudos recentes, porém, mostram diferenças mineralógicas, hidrológicas e vegetacionais consideráveis entre ambas as áreas (Irion *et al.*, no prelo).

Os perfis de sedimentos retirados da depressão mostram uma degradação pesada dos minerais originais para a formação de caolinita. Ela indica exposições dos sedimentos por períodos muito longos. O processo é bem documentado na Formação Belterra perto de Santarém e ao longo da rodovia Manaus – Caracaraí. Irion (1984) calcula para a formação desses depósitos um período de pelo menos 30 milhões de anos.

Os sedimentos dos campos de murunduns também são muito antigos. A camada superficial com uma espessura de cerca de um metro indica uma exposição durante centenas de mil até alguns milhões de anos à atmosfera (Irion *et al.*, no prelo). Não foram encontrados indícios para atividades fluviais nesse período. Faltam estudos adicionais para o desenvolvimento de uma hipótese bem fundamentada sobre a gênese da área.

Em comparação com as outras grandes AUs brasileiras, as AUs do baixo Rio Guaporé são relativamente bem protegidas pelo grande número de terras indígenas e unidades de conservação. O governo do estado criou o Parque Estadual (PE) de Corumbiara para tentar conter o avanço da ocupação sobre a porção leste do pantanal dos rios Guaporé e Mamoré. Contudo, a configuração dessa área vem sofrendo alterações, pois foi criado

com área de 586.031 ha, mas houve uma redução para atender à implantação de lotes pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (Incra), e outra diminuição para 384.055,278 ha, devido à ação de fazendeiros. O processo se arrasta na justiça e enquanto nada se resolve a atual área protegida desse parque é de 424.339,11 ha (Ferro, 2015).

Além do PE de Corumbiara, identificou-se na área a Reserva Biológica (Rebio) do Guaporé e outras áreas institucionais, inclusive terras indígenas. Todavia, indaga-se se as unidades de conservação e as terras indígenas estão sendo suficientes para barrar a ocupação agrícola na área supracitada.

No entanto, a região de Rondônia é reconhecida como a mais recente fronteira agrícola do estado (Costa-Silva, 2014), com destaque para o cultivo de soja. Essa expansão agrícola tem o potencial de comprometer as áreas úmidas, o que afeta diretamente os povos indígenas, incluindo aqueles que vivem em isolamento voluntário e dependem desses ecossistemas para sua sobrevivência (Santos e Gomide, 2015). Necessita-se de estudos adicionais sobre o ambiente físico, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos das AUs. Além disso, recomendamos o monitoramento do desenvolvimento agrário, para evitar impactos negativos socioambientais e pesados efeitos negativos para os recursos hídricos da região inteira.

REFERÊNCIAS

Adamy, A. (2010). Geodiversidade do estado de Rondônia. Porto Velho: CPRM.

Adeney, J.M.; Christensen, N.L.; Vicentini, A. & Cohn-Haft, M. (2016). White-sand Ecosystems in Amazonia. *Biotropica*, 48(1): 7-23. doi.org/10.1111/btp.12293

Bisaggio, E.L.; Alves, S.L.; Santos-Júnior, C.C. & Rocha, C.H.B. (2013). Búfalos Ferais (*Bubalus bubalis*) em Áreas Protegidas: um estudo de caso na Reserva Biológica do Guaporé, RO. *Biodiversidade Brasileira*, 3(2): 243-260. doi.org/10.37002/biobrasil.v%25i%25i.347

Brasil. (1979). Projeto RADAMBRASIL: Levantamento de Recursos Naturais, volume 19, Folha SD 20 Guaporé – geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia. 368 p.

Brasil (Presidência da República). Lei complementar no 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 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. [Internet]. Diário Oficial da União. 2012 maio 28 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm

Cardozo, I.B., Vale-Junior, I.C. & Ribeiro, T.M. (2019). Terra indígena Rio Guaporé– Diagnóstico etnoambiental participativo, etnozoneamento e plano de gestão em terras indígenas, 6. Porto Velho: ECAM.104 pp.

Costa-Silva, R.G. (2014). A regionalização do agronegócio da soja em Rondônia. *GEOUSP: espaço e tempo*, 18: 298-312.

Cota, T., Silva, F., Gonçalves, A., Lima, D., Caramello, N. (2019) Indicadores socioambientais como instrumento de gestão de território fluvial: comunidade de Rolim de Moura do Guaporé-RO. *Revista de Geografia e Ordenamento do Território*, 17: 28-54.

Da Silva, C.J.; Sousa, K.N.S.; Ikeda-Castrillon, S.K.; Lopes, C.R.S.L.; Nunes, J.R.S.; Carniello, M.A.; Mariotti, P.R.; Lazaro, W.L.; Morini, A.; Zago, B.W.; Façanha, C.L.; Albernaz-Silveira, R.; Loureiro, E.; Viana, I.G.; Oliveira R.F.; Cruz, W.J.A.; Arruda, J.C.; Sander, N.L.; Freitas-Júnior, D.S.; Pinto, V.R. & Jongman, R.H.G. (2015). Biodiversity and its drivers and pressures of change in the wetlands of the Upper Paraguay–Guaporé Ecotone, Mato Grosso (Brazil). *Land Use Policy*, 47: 163-178. doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.004

Da Silva, C.J.; Sousa, K.N.S.; Silveira, M.; Pierangeli, M.A.P. & Sander, N.L. (2018). ABC do Guaporé: água, biodiversidade e biotecnologia, cultura. Cuiabá/Cáceres – MT: Entrelinhas e Editora Unemat.

Fachín-Terán, A. & Vogt, R.C. (2004). Estrutura populacional, tamanho e razão sexual de *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) no rio Guaporé (RO), norte do Brasil. *Phyllomedusa*, 3(1): 29-42. doi.org/10.11606/issn.2316-9079.v3i1p29-42

Ferro, P.D. (2015). Análise da dinâmica espaço-temporal da cobertura vegetal e zona de amortecimento do Parque Estadual de Corumbiara – RO. 57 f. Especialização (Geoprocessamento Ambiental). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia. Colorado do Oeste.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2006). [homepage na internet]. Mapa de vegetação do Estado de Rondônia, 2006 [acesso em 19 maio 2023]. Disponível em: http://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/vegetacao/mapas/unidades_da_federacao/ro_vegetacao.pdf

Instituto Socioambiental (2023). [homepage na internet]. Unidades de Conservação no Brasil [acesso em 12 janeiro de 2023]. Disponível em: <https://uc.socioambiental.org/pt-br>

Irion, G. (1984). Sedimentation and sediments of Amazonian rivers and evolution of the Amazonian landscape since Pliocene times. In: Sioli, H. (ed.). *The Amazon*, Dordrecht – The Netherlands: Dr. W. Junk Publishers, p. 201–214.

Irion, G., Buchas, H., Junk, W.J., Nunes da Cunha, C., De Moraes, J.O., & Kasbohm, J. (2011). Aspects of geological and sedimentological evolution of the Pantanal plain. In: Junk, W.J.; da Silva, C.J.; Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds.). *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Sofia, Moscow: Pensoft Publishers. p. 47-69.

Irion, G.; Nunes, G.M.; Nunes da Cunha, C.; Arruda, E.C.; Santos-Tambelini, M.; Dias, A.P.; Moraes, J.O. & Junk, W.J. (2016). Araguaia River floodplain: size, age, and mineral composition of a large tropical savanna wetland. *Wetlands*, 36: 945-956. doi.org/10.1007/s13157-016-0807-y

Isaac, V.J.; Espirito-Santo, R.V. & Nunes, J.L.G. (2008). A estatística pesqueira no litoral do Pará: resultados divergentes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(3): 205-213. Disponível em: [http://panamjas.org/pdf/conteudos/PANAMJAS_3\(3\)_205-213.pdf](http://panamjas.org/pdf/conteudos/PANAMJAS_3(3)_205-213.pdf)

Junk, W.J. Piedade, M.T.F.; Lourival, R.; Wittmann, F.; Kandus, P.; Lacerda, L.D.; Bozelli, R.L.; Esteves, F.A.; Nunes da Cunha, C.; Maltchik, L.; Schoengart, J.; Schaeffer-Novelli, Y. & Agostinho, A.A. (2014a) Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24: 5-22. doi.org/10.1002/aqc.2386

Junk, W.J. Piedade, M.T.F.; Lourival, R.; Wittmann, F.; Kandus, P.; Lacerda, L.D.; Bozelli, R.L.; Esteves, F.A.; Nunes da Cunha, C.; Maltchik, L.; Schoengart, J.; Schaeffer-Novelli, Y.; Agostinho, A.A. & Nóbrega, R.L.B. (2014b). Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. In: Nunes da Cunha, C.; Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (orgs.). *Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de Seus Macro-habitats*. Cuiabá: EdUFMT. p. 13-82.

Lima-Júnior, G.A. (2012). Fitossociologia e relação solo-vegetação para as fitofisionomias arbóreas amostradas na Bacia do Rio Guaporé (MT/RO). Relatório Técnico. 81p.

Lorenzi, H. (2002). Árvores Brasileiras – Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Vol. 2 Nova Odessa – SP São Editora Plantarum.

Oliveira, M.A.; Takamura, A.E.; Barbosa, R.G.; Silva-Filho, A.S.; Araújo, F.E.; Moura, N.A.; Mousquer, C.J. & Fernandes, G.A. (2014). Ictiofauna do Rio Guaporé e áreas adjacentes. *PUBVET*, 8(9): 1-15. doi.org/10.22256/pubvet.v8n9.1712

Moura, V.; Silva, P.J.C.; Rosell, E.C.F. & Alves, W.W.A. (2017). Análise multitemporal do uso e ocupação do solo em Áreas de Preservação Permanente (APP) na bacia do rio Piranha, São Miguel do Guaporé, Rondônia (RO), Brasil. *Revista Geográfica Venezolana*, 58(2). p. 414-429.

Paêlo, M.G. (2013). Estrutura e relações florísticas entre campos de murundus do vale do Guaporé, Rondônia e Brasil Central [dissertação]. Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso. 37 p.

Quadros, M.L.E.S. & Rizzotto, G.J. (2007). Geologia e recursos minerais do Estado de Rondônia: Sistema de Informações Geográficas – SIG: Texto Explicativo do Mapa Geológico e de Recursos Minerais do Estado de Rondônia – Escala 1:1.000.000. Porto Velho: CPRM. 153p.

Rondônia – Portal do Governo do Estado de Rondônia. (2017). Rondônia é o primeiro estado a concluir o Mapa do Turismo Brasileiro; cinco pólos turísticos são identificados. Disponível em: <https://rondonia.ro.gov.br/rondonia-e-o-primeiro-estado-a-concluir-o-mapa-do-turismo-brasileiro-cinco-polos-turisticos-sao-identificados/>. Acesso em: 23 de agosto de 2023.

RSIS – Servicio de Información sobre Sitios Ramsar [homepage na internet]. Guaporé Biological Reserve, 2017 [acesso em 20 março de 2023]. Disponível em: <https://rsis.ramsar.org/es/ris/2297>

Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (2008). Cerrado: ecologia e flora. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.

Santos, A.M. & Gomide, M.L.C. (2015). A Ocupação no Entorno das Terras Indígenas em Rondônia, Brasil. *Boletim Goiano de Geografia*, 35(3). p. 417–436 doi.org/10.5216/bgg.v35i3.38834.

Santos, A.M. & Mota, V.C. (2017). Análise espacial dos usos e da cobertura da terra no pantanal dos rios Guaporé e Mamoré/Rondônia. *Revista Brasileira de Geomática*, 5(3). p. 433-452. doi.org/10.3895/rbgeo.v5n3.5421

Santos, G.M. (1991). Pesca e ecologia dos peixes de Rondônia [tese]. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia. 213 p.

Santos-Júnior, C.C. & Alves, S.L. (2014). Aves da Reserva Biológica do Guaporé, Rondônia, Brasil. *Anais do VI Seminário de Pesquisa e Iniciação Científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade*; 16-18 set 2014; Brasília. Brasília: ICMBio. p. 27.

Scandolara, J. (1999). Geologia e Recursos Minerais do Estado de Rondônia: texto explicativo e mapa geológico do Estado de Rondônia, escala 1.1.000.000. Brasília: CPRM.

Secretaria de Estado de Desenvolvimento Ambiental de Rondônia – SEDAM/RO (2009). Plano de Manejo do Parque Estadual de Corumbiara. Curitiba: Ministério do Meio Ambiente.

Van-Damme, P. A.; Maldonado, M.; Pouilly, M. & Doria, C.R.C. (2013). Aguas del Iténez o Guaporé: Recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional (Bolivia y Brasil). IRD Éditions, Marseille. 420 p. doi.org/10.4000/books.irdeditions.18444

Vanzolini, P.E. (1986). Levantamento herpetológico da área do Estado de Rondônia sob a influência da rodovia Br-364. Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília, 50p. (Relatório de pesquisa, Programa Polonoroeste/Ecologia Animal, n. 1).

Veloso, H.P., Rangel-Filho, A.L.R., Lima, J.C.A. (1991). Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um Sistema Universal. Rio de Janeiro: IBGE.

Welcomme, R.L. (1990). Status of fisheries in South American Rivers. *Interciencia*, 15: 337-345.

CAPÍTULO 8

AS ÁREAS ÚMIDAS DO RIO ARAGUAIA

Erica Cezarine de Arruda^{1,3}, Georg Irion^{1,4}, Gustavo Manzon Nunes¹,
Cátia Nunes da Cunha^{2,3,5} e Wolfgang J. Junk¹

¹ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Professora Associada, Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade; Rua Vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: ericacezarine@yahoo.com.br.

² Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal (INPP); Av. Fernando Corrêa da Costa, nº 2367, Boa Esperança, 78.060-900, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil.

³ Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP), Rua vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380 - Cuiabá-MT, Mato Grosso, Brasil. E-mail: inau.cpp@gmail.com

⁴ Department of Marine Geology, Research Institute Senckenberg, Suedstrand 40, 26382 Wilhelmshaven, Alemanha.

⁵ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Pesquisadora Associada, Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade; Rua Vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: biocnc@gmail.com.

RESUMO

A área alagável do Rio Araguaia caracteriza-se por ser uma área savânica tropical úmida de grande extensão, sujeita a um pulso de inundação monomodal, previsível e de baixa amplitude. Ela abrange uma extensão de 88.119 km², sendo composta por sedimentos do Terciário e Quaternário, da Formação Araguaia, constituídos por siltes e areias não consolidadas a consolidadas, amareladas a acastanhadas e ferruginosas. O Rio Araguaia entra na Bacia do Bananal perto do município de Aruanã, onde se encontra a maior ilha fluvial do planeta, a Ilha do Bananal. A área alagável do Rio Araguaia é caracterizada por um clima tropical, com estação seca e úmida; a precipitação anual varia entre 1.200 e 1.900 mm e a temperatura média anual é de 22-26°C. A descarga média do rio é de 2.700 m³/s, com mínimas de 493 m³/s e máximas de 9.126 m³/s. O pulso hidrológico do rio tem uma amplitude média de cerca de 6 metros. A paisagem alagável pode ser diferenciada em quatro categorias: área alagável recente ativa e inativa, paleoárea alagável ativa e inativa. Foram identificados 13 subclasses e 43 macro-habitats, dos quais 14 estão na unidade funcional 3 (áreas periodicamente terrestres), 11 na unidade funcional 6 (áreas antropogênicas), nove na unidade funcional 1 (áreas permanentemente aquáticas); cinco na unidade funcional 5 (áreas permanentemente terrestres), dois na unidade funcional 2 (áreas periodicamente aquáticas) e dois na unidade funcional 4 (áreas pantanosas). A área alagável do Rio Araguaia carece de uma política de proteção e legislação ambiental específica nos estados de Mato Grosso, Goiás e Tocantins. A Resolução Consema nº 45/2022, em Mato Grosso, que busca regulamentar o licenciamento ambiental em áreas úmidas (AUs), acabou permitindo a drenagem para atividades agropecuárias, prejudicando o ecossistema. Isso resulta em ameaças como desmatamento, degradação do solo e redução de recursos hídricos. Recomendam-se intensificar estudos ecológicos, aplicar o conceito de Uso Restrito, mapear os macro-habitats, revisar as outorgas de drenagem e identificar áreas prioritárias para restauração.

Palavras-chaves: área alagável, inventário, macro-habitats, caracterização ecológica, ameaças.

ABSTRACT

Wetlands of the Araguaia River – The floodplain of the Araguaia River covers an area of 88,119 km² and forms a vast tropical wetland savanna subject to a monomodal, predictable, low-amplitude flood pulse. It is composed of Tertiary and Quaternary sediments from the Araguaia Formation, consisting of unconsolidated to consolidated silts and sands, ranging from yellowish to brownish and ferruginous. The Araguaia River enters the Bananal Basin near Aruanã and is the location of the largest fluvial island on the planet, Bananal Island. The tropical climate of the floodplain area of the Araguaia River includes dry and wet seasons; annual precipitation varies between 1,200 and 1,900 mm and the average annual temperature is 22–26°C. The average river discharge is 2,700 m³/s, with a minimum of 493 m³/s and maximums of 9,126 m³/s. Water level fluctuations of the river reach an amplitude of about 6 m on average. The floodplain landscape can be differentiated into four categories: active and inactive recent floodplain, and active and inactive paleo-floodplain. Thirteen subclasses and 43 macrohabitats have been identified, of which 14 are in functional unit 3 (periodically terrestrial areas), 11 in functional unit 6 (anthropogenic areas), 9 in functional unit 1 (permanently aquatic areas), 5 in functional unit 5 (permanently terrestrial areas), 2 in functional unit 2 (periodically aquatic areas), and 2 in functional unit 4 (swampy areas). The Araguaia River floodplain lacks specific protection policies and environmental legislation in the states of Mato Grosso, Goiás, and Tocantins. In Mato Grosso, resolution CONSEMA No. 45/2022 seeks to regulate environmental licensing in wetland areas but it has led to drainage for agricultural activities, thus harming the ecosystem due to deforestation, soil degradation, and the reduction of water resources. Detailed ecological studies are thus recommended, including the mapping of macrohabitats and the identification of priority areas for restoration. Furthermore, the concept of restricted use should be applied and drainage permits reviewed.

Keywords: floodplain; inventory; macro-habitats; ecological characterization; threats.

INTRODUÇÃO

A área alagável do médio Rio Araguaia pertence a um grupo de grandes paisagens úmidas no Cerrado brasileiro. Entre elas encontram-se o Pantanal no alto Rio Paraguai, que é o mais famoso e o mais bem estudado (resumido em Junk *et al.*, 2011); a paisagem úmida do baixo Rio Guaporé, ainda pouco pesquisado (Irion *et al.*, no prelo); e a paisagem úmida do médio Rio Araguaia, que recebeu nas últimas décadas a atenção dos cientistas. Aspectos hidrogeomorfológicos foram estudados por Latrubesse e Stevaux (2002), Latrubesse (2003), Aquino *et al.* (2009), Latrubesse *et al.* (2009) e Valente e Latrubesse (2012), e um levantamento da área alagável foi providenciado por Irion *et al.* (2016). Recentemente, uma classificação dos macro-habitats foi elaborada por Arruda *et al.* (2023).

Como na grande maioria das áreas alagáveis nos trópicos e subtrópicos, a área alagável do alto Rio Araguaia é formada por sedimentos que foram depositados em diferentes épocas climáticas. Estudos mineralógicos mostram que paleossedimentos fortemente modificados diferem dos sedimentos recentemente depositados quanto ao tamanho das partículas, a composição mineralógica e a fertilidade. Isso permite conclusões sobre a idade da paleoárea alagável (Irion *et al.*, 2016). Porém, esses aspectos até agora estão sendo pouco considerados na diferenciação ecológica das unidades paisagísticas e no planejamento do uso das terras.

1. GÊNESE E EXTENSÃO DA ÁREA ALAGÁVEL

A área total da área alagável do Rio Araguaia é de 89.374 km², tamanho bem maior do que indicado por Hamilton *et al.* (2002), que estimam a área em 58.550 km². A maior parte é situada na Bacia do Bananal - uma grande depressão no alto Rio Araguaia -, coberta por sedimentos do Terciário e Quaternário, da Formação Araguaia, que chegam a uma espessura de 170-320 m. São compostos por siltes e areias não consolidadas a consolidadas, amareladas a acastanhadas e ferruginosas (Araújo & Carneiro 1977). De acordo com Hales (1981), sedimentos paleozoicos podem ser situados embaixo dos sedimentos pleistocênicos, com a camada de sedimentos podendo atingir uma extensão total de 2.000 m.

Atividades neotectônicas na zona sismogênica de Goiás-Tocantins ocorreram no Médio Pleniglacial entre $56,6 \pm 5,9$ e $34,0 \pm 2,3$ kaBP e no Superior Pleniglacial entre $24,5 \pm 3,1$ e $17,2 \pm 2,3$ kaBP e influenciaram a área, favorecendo processos de denudação e agradiação (Valente & Latrubesse, 2012). Atividades sísmicas recentes tinham uma magnitude de 2,9–4,1 na escala de Richter (Veloso, 1997). Existem poucos conhecimentos acerca do paleoclima da região. Os dados disponíveis indicam um clima mais frio e relativamente úmido entre 26–22 kaBP e mais frio e seco entre 22 e 13 kaBP (Salgado-Laboriau, 1997; Salgado-Laboriau *et al.*, 1997). Essas mudanças certamente afetaram a dinâmica hidrológica do Rio Araguaia e os processos de erosão e sedimentação na planície.

O Rio Araguaia entra na Bacia do Bananal perto do município de Aruanã, 850 m acima do nível do mar (Figura 1). Somente o Rio Araguaia tem uma grande parte da sua bacia fora da Bacia do Bananal. Mais da metade das bacias hidrográficas dos rios Formosa, Pium, e Javaé, tributários do lado leste da bacia, e do Rio das Mortes, tributário do lado oeste, encontram-se dentro da Bacia do Bananal. Na parte norte da bacia encontra-se a Ilha do Bananal, a maior ilha fluvial do planeta, com uma área de cerca de 20.000 km².

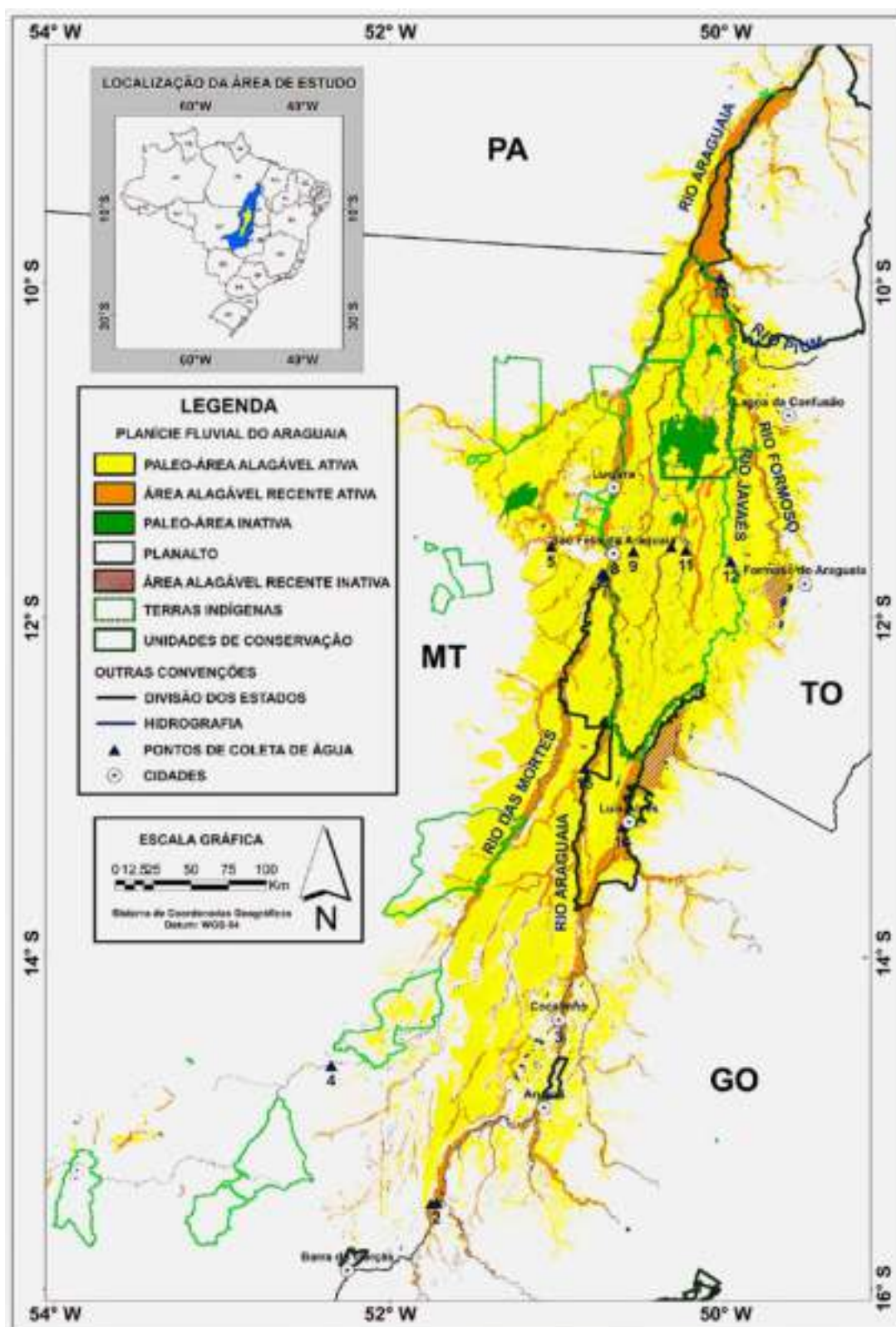


Figura 1. A planície alagável do médio Rio Araguaia, indicando a área alagável recente ativa e a paleoárea alagável ativa. Pedacos da paleoárea alagável inativa, espalhados dentro da área, são pequenos demais para serem distinguidos no mapa. Os números indicam os pontos de coleta de dados hidroquímicos mencionados neste estudo (Irion *et al.*, 2016).

2. CLIMA E HIDROLOGIA

O clima da planície alagável do Rio Araguaia é tropical, com uma época pronunciada seca e outra úmida. A precipitação varia entre 1.200 e 1.900 mm por ano (Figura 2); a temperatura média anual é de 22-26 °C; e a descarga média do Rio Araguaia, perto de São Felix de Araguaia, chega a 2.700 m³ sec⁻¹, com registro de descargas mínimas de 493 m³ sec⁻¹ e máximas de 9.126 m³ sec⁻¹ (Latrubesse *et al.*, 2009). A amplitude do pulso de inundação varia entre 4 e 7 metros com um valor médio de cerca de 6 metros.

A subida e descida das águas são rápidas e criam uma área alagável recente ativa perto do canal do rio sujeita a um período curto de inundação de somente 1 – 3 meses por ano.

Essa situação, porém, não reflete a situação hidrológica dentro de grandes partes da área alagável. Elas são inundadas por uma camada de água de 0,2 – 1 m de profundidade durante a época chuvosa. Essa água evapora ou drena devagar para o Rio Araguaia pelo sistema de drenagem interna da planície. Durante a época seca, a maior parte da planície é sujeita a um pesado estresse hídrico, como mostram as grandes áreas cobertas com vegetação tolerante à seca, tais como campos de murunduns e diferentes tipos de cerradão, que cobrem cerca de 60% de toda planície.

Durante a seca, somente 2.930 km² da área são cobertos por água, correspondendo a 3,3% da área total (Dias, 2014). Períodos prolongados de inundação ocorrem em áreas baixas da área alagável ao longo dos canais dos rios, ao longo do sistema de drenagem interna e nas paleodepressões (ipucas). O nível baixo de água do Rio Araguaia varia somente por cerca de um metro (Figura 2).

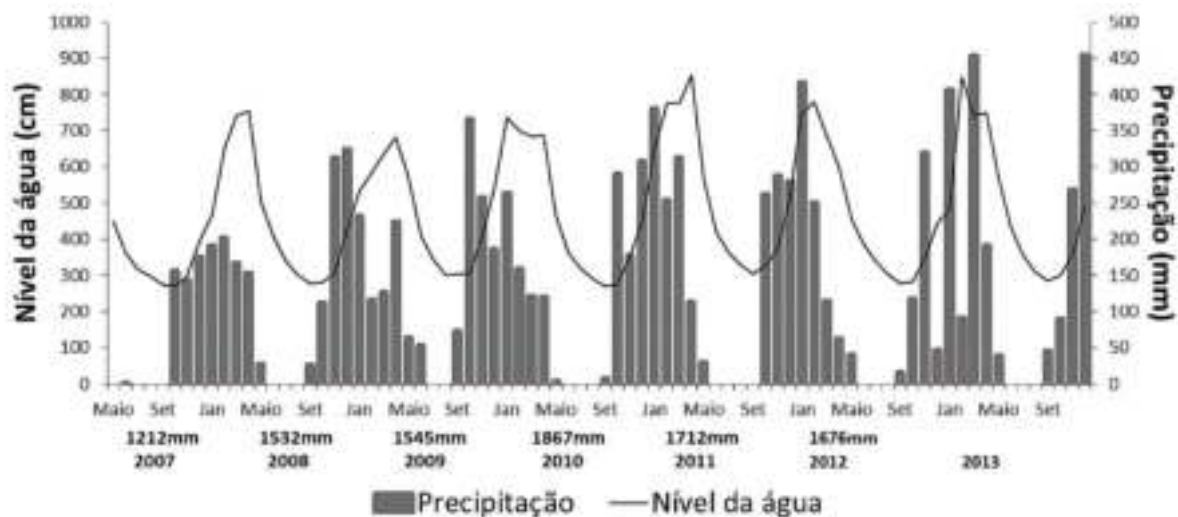


Figura 2. Flutuação do nível de água do Rio Araguaia de 2007-2013, medida em São Felix do Araguaia, e precipitação mensal (dados da Agência Nacional de Água (ANA), Irion *et al.*, 2016).

3. CONDIÇÕES FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E COMPOSIÇÃO MINERALÓGICA DOS SEDIMENTOS

Existem poucos estudos hidroquímicos na área alagável do Rio Araguaia. Nele, estudos indicam concentrações de sais minerais relativamente baixas, entre 5,9–32,8 uS cm⁻¹, e valores de pH entre 7,6–9,1. As concentrações de maiores cátions e ânions indicadas em mg l⁻¹ são as seguintes: Ca 1,4 - 4,0; Mg 0,4 - 2,6; Na 0 - 1,6; K 0,3 - 1,7; HCO³ 2,0 - 16,0 e P total 0,03 - 0,16 (Irion *et al.*, 2016).

Medidas mensais da Agência Nacional das Águas (ANA) no Rio Araguaia, perto da cidade de São Félix do Araguaia e do Rio das Mortes, mostram valores de pH de 5,9–7,3 e 6,2–7,5 e valores de condutividade elétrica de 15–45 e 3–50 µS²⁰, respectivamente. Dados limnológicos também são fornecidos em MMA (2001). As águas são transparentes e esverdeadas, pertencentes à categoria das águas claras, segundo a classificação hidroquímica de Sioli (1956).

Os sedimentos recentes e os paleossedimentos da área alagável mostram uma composição mineralógica característica. A fração >20-µm consiste de quartzo, enquanto a fração mais fina é composta por diferentes minerais de argila, principalmente esmectita, clorita, illita, caulinita e também quartzo. A composição mineralógica mostra nítidas diferenças entre os sedimentos recentes e os paleossedimentos. A associação dos minerais de argila dos sedimentos do Rio Araguaia e da área alagável recente é caracterizada por esmectita, illita e caulinita, enquanto a dos paleossedimentos representa caulinita, gibbsita, goethita, e Al-chlorita. Esses sedimentos têm idade de algumas centenas de milhares de anos. Eles são lixiviados pelas chuvas e pobres em bioelementos. Uma análise pormenorizada de vários perfis de sedimentos é apresentada por Irion *et al.* (2016) e diferenças mineralógicas em paleossedimentos de diferentes áreas são discutidas.

4. CARACTERIZAÇÃO ECOLÓGICA DA PAISAGEM

Do ponto de vista hidroecológico, a planície alagável pode ser diferenciada em quatro categorias (Irion *et al.*, 2016):

1. A área alagável recente ativa, composta por sedimentos recentes e sujeita a processos de erosão e sedimentação dos rios. Hidrogeomorfologicamente, essa categoria caracteriza-se por leves, depressões, canais abandonados e diferentes tipos de lagoas com uma energia de relevo relativamente alta (Latrubesse *et al.*, 2009). Essa categoria ocupa 17.535 km² (19,6% da área total).
2. A área alagável recente inativa é a área desligada da área alagável para o uso agro-pastoril. Essa categoria ocupa cerca de 1.255 km² (1,4% da área total).
3. A paleoárea alagável ativa é formada por paleossedimentos e não está mais envolvida em processos de sedimentação recentes. Ela é sujeita à inundação pela

chuva e o represamento das águas pelos próprios rios, atuando como tampão hidrológico para o sistema inteiro. Além disso, ela participa em muitos processos ecológicos que afetam a área inteira. Em algumas regiões, o Rio Araguaia encosta diretamente na paleoárea alagável e erode os sedimentos antigos. Com uma área de 68.906 km², essa categoria ocupa a maior parte da área alagável, correspondendo a cerca de 77,1% da área total.

4. A paleoárea alagável inativa, formada por paleossedimentos, situa-se acima do nível máximo das inundações atuais (Irion *et al.*, 2016). Essa categoria é formada por manchas pequenas, distribuídas na paleoárea alagável ativa inteira, perfazendo 1.678 km² (1,9% da área total).

No decorrer de dezenas de milhares de anos, as diferenças em níveis das estruturas hidrogeomorfológicas nas paleoáreas alagáveis ativas e inativas foram aplainadas e se formou uma superfície plana com baixa energia de relevo. As seguintes formações características são diferenciadas:

1. Ipucas (ou impucas) são paleodepressões circulares ou alongadas, periodicamente inundadas ou encharcadas, cobertas por árvores ou arbustos; algumas têm um lago permanente no seu centro. Ocupam 1.678 km² (1,9 % da área total).
2. Esgotos são canais de drenagem, que na época chuvosa transportam água dos campos inundados para pequenos rios, que são restos do antigo sistema de drenagem.
3. Murunduns são elevações na área savânica de uma altura de até 1,20 m e uma área de 1-15 m². Eles se levantam acima do nível máximo da inundação e foram construídos pelos cupins, para escapar da inundação.
4. Monchões são restos de paleoleves e paleoterraços, que se levantam 1–1,5 m acima do nível máximo da inundação. Eles formam áreas permanentemente terrestres dentro da planície alagável e representam a paleoárea inativa. A área total dos monchões é relativamente pequena.

5. CLASSIFICAÇÃO DAS UNIDADES FUNCIONAIS, DAS SUBCLASSES E DOS MACRO-HÁBITATS

Na área alagável do Rio Araguaia predomina um mosaico de formações vegetais savânicas alagáveis e não alagáveis, além de elementos da Floresta Amazônica que ocorrem nas florestas inundáveis, tanto nas de galeria quanto nas interiores, como ipucas (Marimon & Lima, 2001; Brito *et al.*, 2006, 2007; Barbosa *et al.*, 2011).

De acordo com o IBGE (2012), as formações vegetacionais ocorrentes são: 1, Savanas: arbórea densa (cerradão), arbórea aberta (campo cerrado), parque (parque cerrado) com e sem floresta de galeria, gramíneo lenhosa (campo) com floresta de galeria; 2, Florestas: ombrófila aberta, submontana com cipós; estacional semidecidual, aluvial com dossel

emergente, estacional sempre-verde das terras baixas. Há poucos corpos d'água permanentes, representados pelos rios e lagos.

Arruda *et al.* (2023) apresentam uma classificação detalhada dos macro-habitats e da sua vegetação característica de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação das Áreas Úmidas (AUs) descrito no **Capítulo 1** deste livro. A identificação de número de macro-habitats de acordo com sua subclasse e unidade funcional é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Macro-habitats identificados de acordo com subclasse e unidade funcional (UF) da área alagável do Rio Araguaia.

UF	Subclasse	Número de macro-habitats
UF 1: Áreas permanentemente aquáticas		
	1.1 Rios	3
	1.2 Lagos (lagos e baías)	6
UF 2: Áreas predominantemente aquáticas (com predominância da fase aquática)		
	2.1 Áreas de água corrente (pequenos canais e linhas de drenagem)	2
UF 3: Áreas periodicamente terrestres (com predominância da fase terrestre)		
	3.1 Áreas sem ou com pouca cobertura vegetal	2
	3.2 Áreas com plantas herbáceas (campo limpo natural)	1
	3.3 Áreas com predominância de plantas herbáceas, arbustos e árvores agrupadas	1
	3.4 Áreas com arbustais	3
	3.5 Áreas com florestas poliespecíficas	4
	3.6 Áreas com formações monodominantes	3
UF 4: Áreas pantanosas (permanentemente inundadas ou encharcadas)		
	4.1 Pântanos cobertos com plantas herbáceas	1
	4.2 Pântanos com florestas monoespecíficas	1
UF 5: Áreas permanentemente terrestres		
	5.1 Paleoleques, terraços aluviais	5
UF 6: Áreas antropogênicas		
	6.1 Áreas antropogênicas recentes	11

5.1 Unidade Funcional 1: Áreas Permanentemente Aquáticas

Subclasse Rios. Subdividida em três macro-habitats:

- **(Macro-habitat 1) partes centrais dos rios**, com leitos rochosos ou arenosos;
- **(Macro-habitat 2) margens dos rios**;
- **(Macro-habitat 3) corredeiras, cachoeiras, barreiras e pedregais** (Latrubesse e Stevaux, 2002).

Subclasse Lagos. O sistema lacustre foi descrito por França (2002), Morais *et al.* (2005), Alves e Carvalho (2007) e Bayer *et al.* (2008), totalizando 14 tipos. A tipologia baseia-se principalmente em aspectos hidromorfológicos. Até que uma classificação ecológica pormenorizada seja oferecida em estudos futuros, Arruda *et al.* (2023) propõem seis grupos de acordo com o seu tamanho, a sua profundidade e a sua localização dentro da planície:

- **(Macro-hábitat 1) Grandes lagos** nas margens do Rio Araguaia (Lagoa Comprida, o Lago Lagoão e do Rio das Mortes (Lagoa da Sucupira). Na paleoárea alagável ativa da Ilha do Bananal há o Lago Preto, o Lago do Pataca e o Lago do Mamão (MMA, 2001; Sema/MT, 2007).
- **(Macro-hábitat 2) Lagos em canais abandonados** (Figura 3A) e **em meandros (Oxbow lakes)** – apesar de serem estreitos, esses lagos têm profundidade de vários metros, o que garante a sua função de refúgio para a fauna aquática durante a seca. Morais *et al.* (2005) e Alves e Carvalho (2007) diferenciam esses lagos em vários subtipos.



Figura 3. Macro-habitats da área alagável do Rio Araguaia; A) Lagos em canais abandonados; B) Praias arenosas; C) Campo limpo; D) Campos de murunduns – “varjão”; E) Florestas de inundação; F) Floresta dominada por *Tabebuia aurea* (paratudal).

- **(Macro-hábitat 3) Lagos pequenos em depressões entre deposições sedimentares.** Esses lagos são o resultado de processos de erosão e sedimentação recente do Rio Araguaia, o que configura a sua baixa profundidade. Localizam-se entre os municípios de Aruanã (GO) e Luis Alves (GO) e são subdivididos em vários subtipos (França, 2002; Morais *et al.*, 2005; Alves & Carvalho, 2007; Bayer *et al.*, 2008).

- **(Macro-hábitat 4) Lagos de tributários menores.** Esses lagos ocorrem nas planícies recentes ativas dos tributários Claro, Vermelho e dos Peixes. Devido às mudanças periódicas nas condições hídricas, esses rios se alargam gerando uma área de deposição ativa, caracterizada por uma elevada instabilidade lateral e pela presença comum de bancos de areia, às margens da sua desembocadura (França, 2002; Morais *et al.*, 2005; Alves & Carvalho, 2007; Bayer *et al.*, 2008).
- **(Macro-hábitat 5) Lagos de escoamento impedido.** Esses lagos apresentam-se em ambas as margens do Rio Araguaia como grandes faixas descontínuas, ocupando uma grande extensão na paleoárea alagável ativa entre os municípios de Aruanã (GO) e Luis Alves (GO). Localizam-se em uma área plana e deprimida, surgindo somente no período de enchentes. Durante o resto do ano eles permanecem sem conexão com o sistema principal e com as lagoas interiores. Possuem variadas morfologias e tamanhos que refletem distintos processos fluviais de construção da planície (França, 2002; Morais *et al.*, 2005; Alves & Carvalho, 2007).
- **(Macro-hábitat 6) Lagos de vale bloqueado.** Essa tipo de lago origina-se devido à sedimentação que toma lugar quando uma corrente tributária desemboca em um vale aluvial. O rio tributário deposita sua carga em forma de bancos e barras de canal, mas que vão sendo remodelados pelo rio e pelas águas do canal principal (França, 2002; Morais *et al.*, 2005; Alves & Carvalho, 2007). Um exemplo desse tipo de lago é o Lago Dumbazinho, em Aruanã (GO), presente na área alagável recente ativa.

5.2 Unidade Funcional 2: Áreas Periodicamente Aquáticas (com predominância da fase aquática)

Subclasse Áreas de água corrente (pequenos canais e linhas de drenagem). Representada por dois macro-habitats:

- **(Macro-hábitat 1) Corixos.** São denominações para paleocanais fluviais que, em anos mais secos e durante o período de estiagem, são intermitentes (Franco & Pinheiro, 1982). Quando os corixos são bem definidos e permanentes, são denominados corixões (Carvalho, 1986); na região destacam-se o Corixo dos Bois e o Corixo de Maria Pereira (Sema/MT, 2007).
- **(Macro-hábitat 2) Esgotos ou bocas ou furos.** De esgotos (ou bocas ou furos) são chamados os rios temporários e/ou canais naturais de drenagem menores que saem da planície inundável e desaguam em rios maiores ou lagos (Marimon & Lima, 2001; Tocantins, 2001). Na região, os mais conhecidos são o Furo do Barreiro, o Perdido, o Cicica e o Javaezinho, sendo esse o único que não se fecha na seca (Tocantins, 2001). É citada a presença de plantas aquáticas como *Anthurium ernestii* Engl., *Cyperus blepharoleptos* Steud., *Egeria heterostemon* S.Koehler & C.P.Bove, *Eleocharis elegans* (Kunth) Roem. & Schult., *Helanthium bolivianum* (Rusby) Lehtonen & Myllys, *Helanthium tenellum* (Mart.) Britton, *Hydrocleys nymphoi-*

des (Willd.) Buchenau, *Rhynchospora corymbosa* (L.) Britton, *Sagittaria rhombifolia* Cham. (Koehler & Bove, 2004; Silva, 2013).

5.3 Unidade Funcional 3: Áreas Periodicamente Terrestres (ATTZ com predominância da fase terrestre)

Subclasse Áreas sem ou com pouca cobertura vegetal. Dividida em dois macro-habitats:

- **(Macro-habitat 1) Praias** (Figura 3B). Ocorrem com maior frequência nos leitos do Rio Araguaia e do Rio das Mortes; são arenosas e são utilizadas tanto para nidificação de animais, quanto no turismo durante o período de festivais de praia que ocorrem no mês de julho;
- **(Macro-habitat 2) Barrancos.** São margens de rios formados por sedimentos recentes, antigos e consolidados, com altura superior a 7-8 m (Casado *et al.*, 2002; Bayer *et al.*, 2008). Ademais, são usados para nidificação por pássaros p. ex., martins-pescadores (*Megaceryle torquata*, *Chloroceryle amazona*, *Chloroceryle americana*) durante a seca e bagres durante a fase aquática.

Subclasse Áreas com plantas herbáceas (campo limpo natural). Os campos limpos ocorrem na paleoárea alagável ativa, em depressões com inundação que varia de quatro a seis meses, com profundidade de até 2m, apresentando apenas um macro-habitat:

- **(Macro-habitat 1) Campo limpo próximo a grandes rios e lagos rasos** (Figura 3C). Possuem vegetação composta principalmente por gramíneas, sem a presença de árvores ou arbustos. Crescem em solos rasos e hidromórficos do tipo Glei e Podzólicos. Algumas espécies importantes encontradas nesses campos são *Olyra ciliatifolia* Raddi, *Oryza rufipogon* Griff., *Cyperus giganteus* Vahl, *Eleocharis interstincta* (Vahl) Roem. e Schult., dentre outras (Arruda *et al.*, 2023).

Subclasse Áreas com predominância de plantas herbáceas, arbustos e árvores agrupadas. Apresenta apenas um macro-habitat:

- **(Macro-habitat 1) Campos de murunduns – “varjão”** (Figura 3D). O pesado estresse hídrico do período de seca resulta na dominância de comunidades de plantas com adaptações a esta situação específica: grandes áreas cobertas por campos de murunduns – “varjão” -, uma fisionomia dominante na paleoárea alagável ativa. As árvores e os arbustos resistentes à seca crescem principalmente em pequenos montes de terra construídos pela atividade de cupins, que ultrapassam o nível médio de inundação.

A parte campestre dos campos dos murunduns possui encharcamento por flutuação do lençol freático e/ou pelas chuvas, onde o solo se mantém saturado ou supersaturado por quatro a cinco meses (de dezembro a março ou abril). No período dos meses secos, o solo perde umidade lenta e continuamente (Dambrós *et al.*, 1981; Eiten, 1985; Marimon & Lima, 2001).

As espécies presentes nos murunduns geralmente são arbustivo-arbóreas de 2 a 6 m de altura típicas do cerrado: *Dipteryx alata* Vogel, *Vatairea macrocarpa* (Benth.) Ducke, *Andira cujabensis* Benth., *Erythroxylum suberosum* A. St.-Hil., *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. e Hook. f. ex S. Moore e *Curatella americana* L. Elas serão atingidas somente pelas águas em cheias excepcionais (Marimon & Lima, 2001; Marimon *et al.*, 2008; Marimon *et al.*, 2012, 2015). As espécies citadas são circundadas por uma vegetação gramíneo-herbácea que é coberta por uma lâmina d'água de altura variável (0,1 a 0,7 m), durante a época chuvosa. Nessa vegetação há a predominância de gramíneas, ciperáceas, eriocauláceas (*Abolboda pulchella* Bonpl., *Aristida pendula* Longhi-Wagner, *Paspalum malacophyllum* Trin., *Trachypogon plumosus* (Humb. e Bonpl. ex Willd.) Nees), entre outras (Jancoski, 2010; Marimon *et al.*, 2012, 2015; Jancoski *et al.*, 2019).

Subclasse Áreas com arbustais. São formações nas quais há dominância de uma única espécie, caracterizadas por um estrato graminoso com espécies arbóreas e arbustivas que se desenvolvem espaçadamente ou em densos agrupamentos, comum na paleoárea alagável ativa, porém também pode ser encontrado na área alagável recente ativa. São descritos três macro-habitats:

- **(Macro-habitat 1) Arbustal dominado por *Byrsonima orbignyana* (muricizal).** Área com intenso encharcamento durante a estação chuvosa, com inundações que duram até quatro meses. O solo é do tipo gleissolo de cor cinza e a espécie dominante é *Byrsonima orbignyana* A. Juss. (Marimon & Lima, 2001; MMA, 2001; Marimon *et al.*, 2008).
- **(Macro-habitat 2) Arbustal dominado por *Copaifera elliptica*.** Esse habitat é afetado por inundações que duram de quatro a cinco meses, mas a drenagem impede a acumulação de água após a enchente. Está localizado próximo às margens dos rios, entre a floresta de galeria e a savana parque. É composto pelas espécies *Copaifera elliptica* Mart. (em touceira), *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth, *Vochysia rufa* Mart., *Erythroxylum* spp. e *Qualea parviflora* Mart. (MMA, 2001).
- **(Macro-habitat 3) Formações aluviais pioneiras dominadas por *Sapium glandulatum* (sarã) ou *Psidium riparium* (goiabinha).** Trata-se de uma formação arbustivo-arbórea localizada nas margens do Rio das Mortes e do Rio Araguaia. O solo é depositado durante os períodos de cheia, em uma topografia plana e próxima ao lençol freático. A presença de água e a dinâmica dos cursos d'água favorecem espécies adaptadas à inundação. A vegetação herbácea é graminosa e muito restrita. A espécie dominante nessas áreas pode ser *Sapium glandulatum* (Vell.) Pax (sarã) (SEMA/MT, 2007) ou *Psidium riparium* Mart. ex DC (goiabinha).

Subclasse Áreas com florestas poliespecíficas. Diferenciam-se na composição de espécies em dependência da altura da lâmina d'água e na sua posição na área alagável recente ativa ou paleoárea alagável ativa. São identificados quatro macro-habitats:

- **(Macro-hábitat 1) Florestas com inundação rasa em paleoárea alagável ativa.** Estão localizadas nas partes mais altas da área alagável ativa, onde a inundação ocorre apenas em anos de grandes enchentes, com uma altura máxima de até 0,5m e uma duração de até dois meses. Espécies típicas do cerrado, como *Vochysia haenkeana* Mart., *Maprounea guianensis* Aubl., *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand, *Virola elongata* (Benth.) Warb., *Physocalymma scaberrimum* Pohl. podem ser encontradas nessas florestas (Kurzatkowski *et al.*, 2015).
- **(Macro-hábitat 2) Florestas de inundação média em diferentes tipos de área alagável** (Figura 3E). Ocorrem tanto na área alagável ativa quanto na paleoárea alagável ativa. A inundação varia de 1 a 2 metros de profundidade. São encontradas nas margens de rios, lagos e em regiões de planície, com solo mal drenado e coberto por uma camada espessa de húmus e serapilheira. É o tipo de floresta inundável mais comum.
- **(Macro-hábitat 3) Florestas com inundação alta em área alagável recente ativa.** Ocorrem na área alagável recente ativa no Rio Araguaia. As árvores apresentam marcas que indicam a altura atingida pelo nível d'água, superior a 3m, podendo alcançar até 6m. O estrato arbóreo é aberto, com as espécies *Calophyllum brasiliense* Cambess, *Diospyros obovata* Jacq., *Amaioua guianensis* Aubl., *Panopsis rubescens* (Pohl) Pittier, *Licania apetala* (E. Mey.) Fritsch, *Leptolobium nitens* Vogel, *Simarouba versicolor* A. St.-Hil., *Xylopia emarginata* Mart., *Xylopia sericea* A. St.-Hil., *Mauritiella armata* (Mart.) Burret (buritirana), *Vochysia divergens* Pohl, entre outras. O estrato arbustivo é denso, com espécies como *Astrocaryum vulgare* Mart., *Psidium* sp. e *Chomelia ribesioides* Benth. ex A. Gray (Marimon & Lima, 2001; MMA, 2001).
- **(Macro-hábitat 4) Florestas inundáveis de ipucas.** São paleodepressões circulares ou alongadas periodicamente inundadas na paleoárea alagável ativa (Irion *et al.*, 2016), que sofrem inundação com profundidade de até 2,5 metros durante a época chuvosa. Algumas espécies características dessas áreas são *Calophyllum brasiliense* Cambess, *Micropholis gardneriana* (A. DC.) Pierre, *Ochthocosmus multiflorus* Ducke, *Combretum laxum* Jacq., *Licania kunthiana* Hook. f., *Licania apetala* (E. Mey.) Fritsch, *Diospyros guianensis* (Aubl.) Gürke, *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. e *Roupala montana* Aubl. (Brito *et al.*, 2008; Barbosa *et al.*, 2011).

Subclasse Áreas com formações monodominantes. São diferenciados três macro-hábitats:

- **(Macro-hábitat 1) Floresta dominada por *Tabebuia aurea* (paratudal)** (Figura 3F). Ocorrem na paleoárea alagável ativa da Ilha do Bananal e são dominadas pela espécie *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. e Hook. f. ex S. Moore. Apresentam um estrato herbáceo destacado entre as árvores e a inundação varia de quatro a seis meses (Sema/MT, 2007).

- **(Macro-hábitat 2) Floresta dominada por *Clarisia racemosa*.** É caracterizada pela dominância da espécie *Clarisia racemosa* Ruiz e Pav., com árvores de até 35 metros de altura e estratos de dossel e subdossel bem definidos. Ocorre na paleoárea alagável ativa, cobrindo extensas áreas nas margens de lagos, permanecendo inundadas por até cinco meses (Silva, 2013).
- **(Macro-hábitat 3) Floresta dominada por *Vochysia divergens* (canjerana).** Ocorre tanto na área alagável recente ativa quanto na paleoárea alagável ativa. É caracterizada pela presença da espécie *Vochysia divergens* Pohl que forma povoamentos monodominantes. São encontradas na borda da Mata do Mamão, no centro da Ilha do Bananal e nas áreas de várzeas dos rios das Mortes e Araguaia. A inundação nessas áreas pode durar até oito meses, com um nível máximo de 1,80 metro. O estrato inferior pode ser dominado por outras espécies, como *Byrsonima orbignyana* A. Juss., *Coccoloba* spp., *Astrocaryum vulgare* Mart. e *Tibouchina* spp.

5.4 Unidade Funcional 4:  reas Pantanosas (permanentemente inundadas ou encharcadas)

Essa unidade funcional é de grande importância ecológica em uma área savânica sujeita a forte estresse de seca. Ela cont m duas subclasses, cada uma com um macro-hábitat.

Subclasse Pântanos cobertos com plantas herbáceas.

- **(Macro-hábitat 1) Pântano graminoso permanentemente  mido.** Ocorre na paleoárea alagável ativa apresentando solo argiloso de cor cinza, com drenagem deficiente e lençol freático a menos de 50 cm. As espécies que formam esse macro-hábitat são relativamente poucas, não obstante, os indivíduos são bastante desenvolvidos, podendo atingir a altura de 2 m. As principais espécies encontradas são as gramíneas: *Axonopus* spp., *Panicum* spp., *Andropogon leucostachyus* Kunth, *Ichnanthus procurrens* (Nees ex Trin.) Swallen, *Setaria geniculata* P. Beauv., *Paspalum millegrana* Schrad. ex Schult., *Olyra* spp., *Abolboda pulchella* Bonpl., além de raras Xiridaceae e algumas Cyperaceae (MMA, 2001).

Subclasse pântanos com florestas monoespecíficas.

- **(Macro-hábitat 1) Pântano dominado por *Ruizterania wittrockii*.** Ocorre na paleoárea alagável ativa em área permanentemente inundada, cujos valores médios de intensidade de inunda  o são de 0,90 m ($\pm$ 0,35 m; Silva, 2013). O pântano apresenta a monodominância de *Ruizterania wittrockii* (Malme) Marc.-Berti, com indivíduos de até 40 m de altura, chamado localmente de cambarazal. Como outras espécies frequentes nessas áreas cabe mencionar: *Mauritia flexuosa* L. f. (buriti), *Tabebuia insignis* (Miq.) Sandwith, *Pseudobombax marginatum* (A. St.-Hil., Juss. e Cambess.) A. Robyns e *Luehea divaricata* Mart. (Silva, 2013).

5.5 Unidade Funcional 5: Áreas Permanentemente Terrestres

Subclasse Paleoleques e Paleoterraços Aluviais. Manchas das áreas permanentemente terrestres distribuídas na paleoárea alagável ativa. São cobertas com diferentes tipos de cerrado e cerradão. Arruda *et al.* (2023) diferenciam cinco macro-habitats:

- **(Macro-habitat 1) Paleoárea alagável inativa coberta com vegetação de cerrado “sensu stricto”.** Encontra-se em solos de boa drenagem, com predominância do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo, profundos e de textura areno-argilosa (Marimon & Lima, 2001). Esse macro-habitat é mais comum na Bacia do Rio das Mortes, onde o período de inundação é menor, os barrancos são mais elevados e aparentemente não inundam (Sema/MT, 2007). A vegetação é arbórea e arbustivo-herbácea típica do cerrado, com baixa densidade de árvores entre 10 e 15 m de altura e média à alta densidade de indivíduos com alturas inferiores a 5 m. Dentre as espécies dominantes do estrato arbóreo, encontraram-se: *Qualea parviflora* Mart., *Byrsonima coccolobifolia* Kunth, *Andira cujabensis* Benth., *Pouteria ramiflora* (Mart.) Radlk., *Curatella americana* L., *Salvertia convallariodora* A. St.-Hil., *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. e Hook. f. ex S. Moore e *Mouriri elliptica* Mart. O estrato arbustivo é caracterizado pela presença de *Davilla elliptica* A. St.-Hil., *Himatanthus obovatus* (Müll. Arg.) Woodson e *Annona dioica* A. St.-Hil. (Marimon & Lima, 2001; MMA, 2001). Ressalta-se que guariroba (*Syagrus comosa* (Mart.) Mart.), piaçaba (*Attalea eichleri* (Drude) A.J. Hend.) e o tucum (*Astrocaryum* spp.) também constituem as palmeiras dessa formação. Como última característica, acrescenta-se que o terreno está densamente coberto por espécies de Poaceae, Cyperaceae e Bromeliaceae (MMA, 2001).
- **(Macro-habitat 2) Paleoárea alagável inativa coberta com cerradão em solos distróficos.** O cerradão distingue-se do cerrado pela ocorrência de árvores mais altas. O cerradão de solos distróficos tem como particularidade apresentar-se como manchas nas áreas dominadas pelo cerrado *sensu stricto*, onde os solos apresentam textura média e são muito profundos, sem influência direta do curso d’água (Sema/MT, 2007). Nesse macro-habitat, evidenciam-se espécies comuns do cerrado *sensu stricto* e de matas de galeria, que podem atingir até 17m de altura, com a presença de *Copaifera langsdorffii* Desf. (copaíba), *Emmotum nitens* (Benth.) Miers (sobre), *Hirtella glandulosa* Spreng., *Pterodon pubescens* (Benth.) Benth. (sucupira-branca), *Qualea grandiflora* Mart. (pau-terra-de-folha-larga), entre outras (MMA, 2001). O sub-bosque é caracterizado por *Heisteria ovata* Benth., *Copaifera martii* Hayne e *Protium unifoliolatum* Engl. (Marimon & Lima, 2001).
- **(Macro-habitat 3) Paleoárea alagável inativa coberta com cerradão em solos mesotróficos.** Predominam espécies de matas mesofíticas em afloramentos calcários, de mata de galeria e de cerrado *sensu stricto*. Nessas áreas destacam-se as espécies *Magonia pubescens* A. St.-Hil. (tinguí), *Luehea paniculata* Mart. (açoita-cavalo), *Astronium fraxinifolium* Schott (gonçaleiro) e *Dipteryx alata* Vogel (baru), entre outras (MMA, 2001).

- **(Macro-hábitat 4) Florestas decíduas em terraços aluviais ao longo de floresta de galeria dos rios das Mortes e do Araguaia.** Ocorrem na paleoárea alagável inativa; destaca-se a presença de *Cereus* spp. (mandacaru), com porte elevado, podendo atingir até 12 m de altura e *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B. Gillett (Sema/MT, 2007).
- **(Macro-hábitat 5) Áreas cobertas pela palmeira *Attalea speciosa* (babaçual).** Caracterizado pela ocorrência da palmeira *Attalea speciosa* (babaçual) com indivíduos de até 18 m de altura.

5.6 Unidade Funcional 6: Áreas Antropogênicas

Subclasse Áreas antropogênicas recentes. Foram diferenciados os seguintes macro-hábitats:

- **(Macro-hábitat 1)** reservatórios (tanques e bebedouros);
- **(Macro-hábitat 2)** caixas de empréstimo;
- **(Macro-hábitat 3)** canais artificiais de drenagem;
- **(Macro-hábitat 4)** estradas diques;
- **(Macro-hábitat 5)** plantios de subsistência (roças);
- **(Macro-hábitat 6)** pastagens exóticas;
- **(Macro-hábitat 7)** áreas drenadas de uso agrícola;
- **(Macro-hábitat 8)** áreas drenadas sem uso agrícola;
- **(Macro-hábitat 9)** barragens;
- **(Macro-hábitat 10)** lagos artificiais; e
- **(Macro-hábitat 11)** plantios irrigados.

6. BIODIVERSIDADE ANIMAL

As áreas úmidas também desempenham um papel essencial na proteção da biodiversidade global. Assim, as áreas úmidas são conhecidas como *hotspots* de biodiversidade. A área alagável do Rio Araguaia, por ser uma grande área úmida tropical, possui uma diversidade de macro-hábitats que são refúgios para a fauna que habita esses ambientes.

6.1 Ictiofauna

A ictiofauna regional registra cerca de 300 espécies. Essa diversidade pode ser atribuída ao fato de a bacia hidrográfica, principalmente a do Rio Araguaia, desenvolver-se ao longo de vastas planícies com biótopos peculiares, como extensas várzeas e lagoas marginais. Entre as espécies endêmicas e raras, destacam-se as espécies de peixes temporários pertencentes à família Rivulidae, dos gêneros *Spectrolebias*, *Plesiolebias*, *Symphonichthys*, *Maratecoara*, *Trigonectes*, *Pituna*. A espécie *Spectrolebias semiocellatus*, que ocorre na cidade de Formoso do Araguaia, sofre grande pressão ambiental decorrente do

uso e ocupação acelerados das várzeas pela monocultura do arroz. Como espécies sobre-exploradas ou ameaçadas de sobre-exploração estão o pirarucu *Arapaima gigas*, o filhote *Brachyplatystoma filamentosum* e o jaú *Zungaro zungaro* (MMA, 2001; Sema/MT, 2007).

A pesca na região é altamente seletiva, sendo *Arapaima gigas* (pirarucu) uma das espécies mais vulneráveis, principalmente pela pesca predatória e falta de fiscalização. Os tucunarés *Cichla ocellaris* e *C. monoculus* estão entre as espécies mais apreciadas por pescadores, tanto para alimento, como para a pesca esportiva, sendo detectada a sua diminuição em alguns locais. A pirarara *Phractocephalus hemiliopterus* também é uma espécie que merece atenção especial pois, por ser de grande porte, é muito visada por turistas, sendo facilmente capturada com iscas naturais ou equipamentos proibidos, como redes de emalhar, sendo fundamental a proteção dos locais identificados como berçários dessa espécie (MMA, 2001; Sema/MT, 2007; ICMBio 2018, 2021).

6.2 Herpetofauna

Entre as espécies de lagartos presentes na área alagável do Rio Araguaia, a de maior interesse ecológico é *Iguana iguana* (iguana), por ser muito exigente quanto à boa conservação das matas de galerias e ciliares, onde são frequentemente encontradas. São encontradas também as espécies *Tropidurus torquatus* (papa-vento), *Ameiva ameiva* (calango) e *Cnemidophorus occelifer* (calango). Entre as serpentes são citadas as espécies *Boa constrictor* (jiboia), *Corallus hortulanus* (cobra-cipó), *Chironius flavolineatus* (cobra-cipó), *Mastigodryas boddaerti* (jararaca-do-brejo), *Thamnodynastes strigilis* (jararaquinha), entre outras (MMA, 2001; Sema/MT, 2007).

Os jacarés e tartarugas são os grupos de maior interesse comercial e de maior exploração da herpetofauna na região, pois são caçados por turistas, indígenas e pescadores. São citadas duas espécies de jacarés, *Melanosuchos niger* (jacaré-açu) e *Caiman crocodilus crocodilus* (jacaré-tinga), e quatro espécies de tartarugas, *Podocnemis expansa* (tartaruga-da-amazônia), *Podocnemis unifilis* (tracajá), *Chelus fimbriata* (mata-mata), *Geochelone denticulata* (jabuti) (MMA, 2001; Sema/MT, 2007).

6.3 Avifauna

A lista das espécies de aves registradas para a região do Araguaia é composta por mais de 230 espécies. É registrada a presença das espécies migratórias: *Tringa solitaria* (maçarico-solitário, vem da América do Norte), *Pandion halietus* (águia-pescadora, vem da América do Norte), *Elanoides forficatus* (gavião-tesoura, migra da Argentina), *Tyrannus savana* (bandos de tesoureiro, realizam deslocamentos entre o Cerrado e a Amazônia). Entre as espécies de aves endêmicas do Cerrado, são citados para a região: *Daptrius americanus* (gralhão), *Uropelia campestris* (rolinha-vaqueira), *Ramphastos toco* (tucanaçu), *Colaptes campestris* (pica-pau-do-campo), *Nengetus cinereus* (primavera), *Lepidocolaptes angustirostris* (arapaçu-de-cerrado), *Saltator atricollis* (batuqueiro), *Cyanocorax cristatellus* (gralha-do-campo), *Cariama cristata* (seriema) (MMA, 2001; Sema/MT, 2007).

Para a avifauna são citadas quatro espécies com alta prioridade para conservação: a ema *Rhea americana*, o pato-corredor *Neochen jubata*, o jacu-de-barriga-castanha *Penelope ochrogaster* e o papagaio-galego *Amazona xanthops*, pois, além de serem raros ou terem sua biologia pouco conhecida para a ciência, são considerados vulneráveis por causa da destruição dos seus habitats (MMA, 2001; Sema/MT, 2007, ICMBio 2018, 2021).

6.4 Mastofauna

Foram registradas 49 espécies de mamíferos na região. É citada a ocorrência do *Euphractus sexcinctus* (tatu-peba), *Tapirus terrestris* (anta), *Dasypus novemcinctus* (tatu-galinha), *Mazama gouazoubira* (veado-catingueiro), *Hydrochaeris hydrochaeris* (capivara) e *Pecari tajacu* (cateto). Os morcegos somaram 13 espécies, sendo *Phyllostomus hastatus* a espécie mais abundante (MMA, 2001; Sema/MT, 2007). O boto, *Inia geoffrensis*, é observado com frequência em diferentes locais nos rios Araguaia e Javaés. Uma nova espécie de boto, *Inia araguaiaensis*, foi descrita com ocorrência na bacia dos rios Tocantins-Araguaia (Hrbek *et al.*, 2014).

As espécies *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira), *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), *Priodontes maximus* (tatu-canastra) e *Pteronura brasiliensis* (ariranha) são registradas localmente e estão incluídas na lista de espécies ameaçadas de extinção, sendo as duas últimas detectadas com raridade na região do Araguaia (MMA, 2001; Sema/MT, 2007).

O ICMBio (2021) lista, para o Parque Nacional do Araguaia, a presença das espécies ameaçadas que são protegidas na unidade de conservação: *Blastocerus dichotomus* (cervo-do-pantanal), *Cercomacra ferdinandi* (chororó-de-goiás), *Lamproscapha ensiformis* (molusco estilete), *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira), *Panthera onca* (onça-pintada), *Penelope ochrogaster* (jacu-de-barriga-castanha), *Priodontes maximus* (tatu-canastra), *Pteronura brasiliensis* (ariranha).

7. APROVEITAMENTO PELO HOMEM, RISCOS AMBIENTAIS, POLÍTICAS PÚBLICAS E LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

O histórico de ocupação da Ilha do Bananal confunde-se com a cultura e história dos três grupos indígenas Carajá, Xambioá e Javaés que a habitavam. Só recentemente a região do Araguaia foi ocupada por fazendeiros e comunidades tradicionais (retireiros do Araguaia) que, ao longo do tempo, utilizaram recursos naturais das pastagens nativas para pecuária extensiva (MMA, 2001).

Nos últimos anos, têm sido observadas mudanças significativas na paisagem das áreas úmidas, com a incorporação de novas atividades econômicas através do sistema produtivo intensivo. Esse sistema envolveu a substituição da pastagem nativa por pastagem exótica, resultando na transformação dessas áreas em territórios dedicados à agricultura empresarial, com alguns casos de uso de plantio por irrigação. Segundo a Sema/MT (2016), entre os anos de 2012 e 2016, o desmatamento cresceu em cinco vezes na área da planície do Araguaia, especificamente nas áreas úmidas.

A dinâmica de desmatamento e a ocupação das áreas úmidas para uso alternativo do solo em cultivos de pastagens exóticas ou de cultivares agrícolas, como soja e milho, estão associadas à abertura de canais de drenagem, que têm por finalidade retirar o excesso de água do solo. A utilização dos canais de drenagens relativa à implantação de pivôs de irrigação altera a dinâmica hídrica das áreas úmidas reduzindo o tempo da inundação no local (Sema/MT, 2016).

O Projeto Rio Formoso é o maior projeto de irrigação de arroz em área contínua da América Latina, cujo potencial irrigável do Vale do Rio Javaés é de 1.200.000 ha, dos quais, 50.000 ha já estão ocupados. Esse projeto produz 94.000 t de arroz em 25.000 ha. Em todo o Vale, que abrange os municípios de Lagoa da Confusão, Cristalândia, Dueré e Pium, são produzidas 148.000 t de grãos, incluindo soja, milho e girassol. Cabe ressaltar que, nessas extensas áreas, defensivos agrícolas são utilizados em larga escala e normalmente carregados pela água da chuva para a malha hídrica (MMA, 2001). O subprojeto Javaés, instalado em Lagoa da Confusão e Dueré, tem como objetivo plantar em uma área de mais de 1.000.000 ha as culturas de arroz, milho, soja, feijão e girassol. Tal forma de avanço da fronteira está incorporada à lavoura tecnificada e à plantação de arroz que se dá através do sistema de irrigação por inundação (Bispo & Oliveira, 2016).

A maior ameaça às áreas úmidas em Mato Grosso advém da Resolução Consema nº 45/2022, que autoriza a realização de obras de drenagem para atividades agropecuárias, limitando-as às áreas com ocorrência de Plintossolos Háplicos e com teor de argila superior a 15%. Em Mato Grosso, Plintossolos Háplicos ocupam cerca de 1.500.000 ha (9,3% do território) e sua maior ocorrência é na planície inundável do Rio Araguaia. Os grandes projetos agrícolas de exploração de culturas comerciais têm se utilizado, cada vez mais, de complexos sistemas de irrigação e drenagem (Figura 4; Eduardo Couto, com. pessoal).

A drenagem nesse solo pode resultar em toxidez por ferro e eutrofização do solo através do lençol freático, além de existir o risco iminente de desastres ecológicos - devido ao endurecimento da plintita -, os quais podem ocorrer dependendo do manejo inadequado da água (Eduardo Couto, com. pessoal). A redução do tempo de inundação da área alagável do Rio Araguaia devido à drenagem para atividades agrícolas empresariais tem levado ao rebaixamento do lençol freático e do nível do rio (Sema/MT, 2016), resultando em municípios em estado de emergência para o abastecimento de água (Malheiros, 2016; Cotrim, 2017; Hirose, 2019).

A área alagável do Rio Araguaia engloba os territórios dos estados de Mato Grosso, Goiás e Tocantins; no entanto, não existe uma política de proteção estabelecida para esse ecossistema em nenhum desses estados. A resolução Consema nº 45/2022, que inicialmente buscava proteger, licenciar e regulamentar o uso das áreas úmidas do estado de Mato Grosso, acabou, paradoxalmente, enfraquecendo sua proteção, permitindo o exercício e a manutenção de atividades prejudiciais que representam um risco de degradação e extinção para esse ecossistema (Esquer, 2023). O Ministério Público de Mato Grosso (MPMT) elaborou uma nota técnica e ajuizou uma ação civil pública na Vara Especializada do Meio Ambiente da Comarca de Cuiabá (MT) contra o governo do estado de Mato Grosso, pois a resolução apresenta ilegalidades (Esquer, 2023).



Figura 4. Áreas de drenagem na área alagável do Rio Araguaia. Fonte: Gustavo Mazon Nunes (setembro de 2011).

8. TERRAS INDÍGENAS E UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Nas AUs do Araguaia, também há uma forte relação das populações indígenas com o ambiente, a fim de proteger essas relações culturais. No sentido de manter a grande extensão territorial e conservação da complexidade dos habitats nativos (Sawakuchi *et al.*, 2013), foi criado o Parque Nacional do Araguaia, designado sítio Ramsar (MMA, 2022), com sobreposição da terra indígena. Na área alagável do Rio Araguaia são identificadas 22 terras indígenas (Tabela 2).

Tabela 2. Terras e Povos Indígenas identificados na área alagável do Rio Araguaia.

Fonte: Instituto Socioambiental (2023).

Nº	Terra Indígena (TI)	Povos	Área Total (ha)	Localização
1	TI Merure	(Boe) Bororo	82.301	MT
2	TI São Marcos	Xavante	188.478	MT
3	TI Sangradouro/Volta Grande	(Boe) Bororo e Xavante	100.28	MT
4	TI Areões	Xavante	218.515	MT

Continua...

Nº	Terra Indígena (TI)	Povos	Área Total (ha)	Localização
5	TI Karajá de Aruanã I	Iny Karajá	14	GO
6	TI Karajá de Aruanã II	Iny Karajá	893	MT
7	TI Karajá de Aruanã III	Iny Karajá	705	GO
8	TI Wedezé	Xavante	145.881	MT
9	TI Pimentel Barbosa	Xavante	328.966	MT
10	TI Araguaia	Avá-Canoeiro, Iny Karajá, Javaé e Tapirapé	1.358.500	TO
11	TI Taego Āwa	Avá-Canoeiro	28.510	TO
12	TI Marãiwatsédé	Xavante	165.241	MT
13	TI Cacique Fontoura	Iny Karajá	32.069	MT
14	TI São Domingos	Iny Karajá	5.705	MT
15	TI Krenrehé	Krenak e Maxakali	6.400	MT
16	TI Urubu Branco	Tapirapé	167.533	MT
17	TI Tapirapé/Karajá	Iny Karajá e Tapirapé	66.166	MT
18	Reserva Indígena Krahô-Kanela	Krahô-Kanela	7.722	TO
19	TI Inãwébohona	Avá-Canoeiro, Iny Karajá, Isolados da Ilha do Bananal e Javaé.	377.113	TO
20	TI Utaria Wyhyna/Iròdu Iràna	Iny Karajá e Javaé	177.466	TO
21	TI Karajá Santana do Araguaia	Iny Karajá	1.485	PA
22	TI Maranduba	Iny Karajá	375	PA, TO

Na área alagável do Rio Araguaia são identificadas 18 unidades de conservação, sendo sete de proteção integral e 11 de uso sustentável (Tabela 3). O Parque Nacional do Araguaia compreende também a Reserva da Biosfera do Cerrado do Distrito Federal (MMA, 2018).

Tabela 3. Unidades de Conservação presentes na área alagável do Rio Araguaia.

Fonte: ICMBio (2023) e Instituto Socioambiental (2023).

Nº	Nome da Unidade de Conservação	Domínio	Esfera de Criação	Categoria (Segundo SNUC)	Área Total (ha)	Localização
1	Área de Proteção Ambiental Leandro (Ilha do Bananal/Cantão)	Público	Estadual	Uso Sustentável	1.678.000,00	TO
2	Área de Proteção Ambiental Meandros do Rio Araguaia	Público	Federal	Uso Sustentável	357.126,00	GO, MT, TO

Continua...

Nº	Nome da Unidade de Conservação	Domínio	Esfera de Criação	Categoria (Segundo SNUC)	Área Total (ha)	Localização
3	Área de Proteção Ambiental Pé da Serra Azul	Público	Estadual	Uso Sustentável	7.980,00	MT
4	Floresta Estadual do Araguaia	Público	Estadual	Uso Sustentável	8.203,00	GO
5	Parque Estadual Araguaia	Público	Estadual	Proteção Integral	4.612,00	GO
6	Parque Estadual da Serra Azul	Público	Estadual	Proteção Integral	11.002,00	MT
7	Parque Estadual do Araguaia - MT	Público	Estadual	Proteção Integral	223.170,00	MT
8	Parque Estadual do Cantão	Público	Estadual	Proteção Integral	90.017,89	TO
9	Parque Nacional do Araguaia	Público	Federal	Proteção Integral	557.714,00	TO
10	Refúgio de Vida Silvestre Corixão da Mata Azul	Público	Estadual	Proteção Integral	40.000,00	MT
11	Refúgio de Vida Silvestre Quelônios do Araguaia	Público	Estadual	Proteção Integral	60.000,00	MT
12	Reserva Extrativista Lago do Cedro	Público	Federal	Uso Sustentável	17.338,00	GO
13	Reserva Particular do Patrimônio Natural Água Bonita	Privado	Federal	Uso Sustentável	127,95	TO
14	Reserva Particular do Patrimônio Natural Bico do Javaés	Privado	Federal	Uso Sustentável	2.760,72	TO
15	Reserva Particular do Patrimônio Natural Boca da Mata	Privado	Federal	Uso Sustentável	1.058,19	GO
16	Reserva Particular do Patrimônio Natural Canguçu	Privado	Federal	Uso Sustentável	60,10	TO
17	Reserva Particular do Patrimônio Natural Pontal do Jaburu	Privado	Federal	Uso Sustentável	2.904,00	GO
18	Reserva Particular do Patrimônio Natural Sonhada	Privado	Federal	Uso Sustentável	930,97	TO

9. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As principais ameaças para as áreas alagáveis do Rio Araguaia estão relacionadas ao amparo legal equivocado dado às diversas atividades econômicas de média e grande escala instaladas na região nas últimas décadas. Desde a publicação da Lei Federal nº 12.651/2012 – que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa -, as áreas de preservação permanente (APP) tiveram suas áreas alteradas e sua delimitação reduzida, o que aumentou o desmatamento e a degradação de ecossistemas sensíveis como as áreas úmidas ligadas aos rios, inclusive os de 1ª e 2ª ordem. A ampliação do desmatamento pode ter impactos significativos nesses ecossistemas, como a perda de biodiversidade, a degradação do solo, o aumento de processos erosivos e de assoreamento de corpos d'água, a redução da disponibilidade de recursos hídricos e a intensificação das mudanças climáticas.

Diante desse cenário, apresentamos as seguintes recomendações:

- Considerando que Araguaia, Guaporé e Pantanal pertencem à categoria de Grandes Áreas Úmidas Brasileiras, é necessário aplicar o conceito de Uso Restrito, conforme estabelecido pela Lei Federal nº 12.651/2012.
- Realizar o mapeamento dos macro-habitats e dos tipos de solos associados a eles, considerando as orientações técnicas para definir a escala adequada para abranger os plintossolos.
- Mapear os drenos e revisar os pedidos de outorga concedidos pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso.
- Identificar áreas prioritárias para restauração de drenos e floresta dos rios de 1ª e 2ª ordem, na borda da área alagável do Rio Araguaia.

REFERÊNCIAS

- Alves, T.M. & Carvalho, T.M. (2007). Técnicas de sensoriamento remoto para classificação e quantificação do sistema lacustre do Rio Araguaia entre Barra do Garças e foz do Rio Cristalino. *Revista Geográfica Acadêmica*, 1(1): 79-94.
- Aquino, S., Latrubesse, E.M. & Souza Filho, E.E. (2009). Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 10(1): 43-54. [doi:10.20502/rbg.v10i1.116](https://doi.org/10.20502/rbg.v10i1.116)
- Araújo, J.B. & Carneiro, R.G. (1977). Planície do Araguaia, reconhecimento geológico-geofísico – Relatório Técnico. Belém: Petrobrás/RENOR.
- Arruda, E.C., Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2023). Área Alagável do Rio Araguaia: Classificação dos Macro-habitat de uma Grande Área Úmida Savânica Tropical. *Biodiversidade Brasileira*, 13(1): 1-24, 2023. doi.org/10.37002/biobrasil.v13i1.2154
- Barbosa, D.C.F., Marimon, B.S., Lenza, E., Marimon-Junior, B.H., Oliveira, E.A. & Maracahipes, L. (2011). Estrutura da vegetação lenhosa em dois fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Mato Grosso. *Revista Árvore*, 35(3):457-471. doi.org/10.1590/S0100-67622011000300009
- Bayer, M., Carvalho, T.M. & Vieira, P.A. (2008). A planície de inundação do Rio Araguaia. In: Governo do Estado de Goiás. Expedição Couto Magalhães. Goiânia: Governo do Estado de Goiás. p. 5-13.

Bispo, M.O. & Oliveira, S.F. (2016). Difusão do agronegócio e as dinâmicas territoriais no cerrado, vale do Javaés – Tocantins. *Entre-Lugar*, 6(12): 28-40.

Brito, E.R., Martins, I.C.M., Oliveira-Filho, A.T., Silva, E. & Silva, A.F. (2008). Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins. *Acta Amazonica*, 38(3): 379-386. doi.org/10.1590/S0044-59672008000300002

Brasil. Presidência da República (2012). Lei complementar no 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 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. [Internet]. Diário Oficial da União. 2012 maio 28 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm

Brito, C.F.P., Martins, I.C.M. & Martins, A.K.E. (2007). Avaliação multitemporal da regeneração dos fragmentos florestais naturais ipucas, Lagoa da Confusão-TO. In: Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto; 21-26 abril 2007; Florianópolis. São Paulo: INPE; 2007. p. 2365-2372.

Brito, E.R., Martins, I.C.M., Oliveira-Filho, A.T., Silva, E. & Silva, A.F. (2006). Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de orizicultura irrigada, município de Lagoa da Confusão, Tocantins. *Revista Árvore*, 30(5): 829-836. doi.org/10.1590/S0100-67622006000500017

Casado, A.P.B., Holanda, F.S.R., Araújo-Filho, F.A.G. & Yagui, P. (2002). Evolução do processo erosivo na margem direita do rio São Francisco (Perímetro Irrigado Cotinguiba/Pindoba - SE). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26(1):231-239. doi.org/10.1590/S0100-06832002000100024

Carvalho, N.D. (1986). Hidrologia da Bacia do Alto Paraguai. In: Anais do I Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômico do Pantanal; 28 nov-04 dez 1984; Corumbá. Brasília: Embrapa; 1986. p. 43-49.

Conselho Estadual de Meio Ambiente - CONSEMA. (2022) Resolução Consema nº 45, de 31 de agosto de 2022. Regulamenta a proteção e o licenciamento ambiental de atividades e empreendimentos localizados em áreas úmidas no âmbito do Estado de Mato Grosso. [Internet]. Diário Oficial do Estado de Mato Grosso. 2022 set. 05 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <https://www.iomat.mt.gov.br/ver-html/16940/#e:16940/#m:1382527>

Cotrim, M. (2017). Alerta: seca faz nível do rio Araguaia baixar cerca de dois metros [acesso em 07 maio 2021]. Disponível em: <https://gazetadocerrado.com.br/levantamento-mostra-que-seca-faz-nivel-do-rio-araguaia-baixar-cerca-de-dois-metros/>

Dambrós, L.A., Dias, A.A. & Fonzar, B.C. (1981). Vegetação. In: Brasil. Projeto Radambrasil. Folha SD.22 – Goiás (Levantamento de Recursos Naturais, 25). Rio de Janeiro: Projeto Radambrasil; 1981. p. 509-560.

Dias, A.P. (2014). Análise espacial aplicada à delimitação de áreas úmidas da planície de inundação do médio [Dissertação – Mestrado em Ciências Florestais]. Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso; 2014. 78 p.

Eiten, G. (1985). Vegetation near Santa Terezinha, NE, Mato Grosso. *Acta Amazonica*, 15(3-4): 275-301. doi.org/10.1590/1809-43921985153301

Esquer, M. (2023). Como norma que beneficia agropecuária ameaça áreas úmidas em Mato Grosso [acesso em 12 fevereiro 2023]. Disponível em: <https://oeco.org.br/reportagens/como-norma-que-beneficia-agropecuaria-ameaca-areas-umidas-em-mato-grosso/#:~:text=Al%C3%A9m%20do%20licenciamento%20de%20drenos,268%2F2022>.

França, A.M.S. (2002). Ordenamento geomorfológico dos sistemas lacustres da planície aluvial do Rio Araguaia. São Paulo: INPE; 2002. [acesso em 05 mai 2021]; Disponível em: http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/arquivos_publicacoes/monografia_andreia_franca.pdf

Franco, M. & Pinheiro, R. (1982). Geomorfologia. In: Brasil. Projeto Radambrasil – Folha SE.21 – Corumbá e parte da Folha SE.20 Rio de Janeiro (Levantamento de Recursos Naturais, 27). Rio de Janeiro: Projeto Radambrasil; 1982. p. 25-160.

Hales, F.W. (1981). Anomalias magnéticas de origem profunda na Fossa do Araguaia e no Pantanal: suas implicações geológicas. *Mineração e Metalurgia*, 44(425):24-30.

Hamilton, S.K., Sippel, S.J. & Melack, J.M. (2002). Comparison of inundation patterns among south American floodplains. *Journal of Geophysical Research*, 107: LBA 5–1–LBA 5–14. [doi:10.1029/2000JD000306](https://doi.org/10.1029/2000JD000306)

Hirose, R. (2019). Maior ilha fluvial do mundo, Ilha do Bananal sofre com a seca. Goiânia [acesso em 07 mai 2021]. Disponível em: <https://www.jornalopcao.com.br/tocantins/maior-ilha-fluvial-do-mundo-ilha-do-bananal-sofre-com-a-seca-211252/>

Hrbek, T., da Silva, V.M.F., Dutra, N., Gravena, W., Martin, A.R. & Farias, I.P. (2014). A New Species of River Dolphin from Brazil or: How Little Do We Know Our Biodiversity. PLoS ONE; 2014 Jan; 9(1). doi.org/10.1371/journal.pone.0083623

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2012). Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimento para mapeamento [acesso em 09 setembro 2022]. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalheseid=263011>

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBIO. (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos [acesso em 12 abril de 2021]. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol2.pdf

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBIO. (2021). Parna do Araguaia [acesso em 12 abril de 2021]. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/cerrado/unidades-de-conservacao-cerrado/2096-parna-do-araguaia>

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBIO. (2023). Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPN [acesso em 12 janeiro de 2023]. Disponível em: <https://sistemas.icmbio.gov.br/simrppn/publico/>

Instituto Socioambiental. (2023). Unidades de Conservação no Brasil [acesso em 12 janeiro de 2023]. Disponível em: <https://uc.socioambiental.org/pt-br>

Irion, G.; Nunes, G.M.; Nunes da Cunha, C.; Arruda, E.C.; Santos-Tambelini, M.; Dias, A.P.; Morais, J.O. & Junk, W.J. (2016). Araguaia River floodplain: size, age, and mineral composition of a large tropical savanna wetland. Wetlands, 36: 945-956. doi.org/10.1007/s13157-016-0807-y

Jancoski, H.S. (2010). Efeito do fogo sobre a vegetação arbórea e herbácea em campo de murundus no Parque Estadual do Araguaia – MT [Dissertação – Mestrado em Ciências Florestais]. Brasília: Universidade de Brasília. 96 p.

Jancoski, H.S., Pinto, J.R.R., Nogueira, D.S., Mews, H.A., Abad, J.C.S., Scalón, M.C. & Marimon, B.S. (2019). Fine-scale effects of fire on non-woody species in a southern Amazonian seasonal wetland. Wetlands Ecology and Management, 27: 267–281. doi.org/10.1007/s11273-019-09658-3.

Junk, W.J., Wantzen, K.M., Nunes da Cunha, C. & da Silva, C.J. (2011). Ecology, biodiversity and sustainable management of the Pantanal: a synthesis. In: Junk, W.J., da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds.). The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Sofia-Moscow: Pensoft, 2011. p. 835-857.

Koehler, S. & Bove, C.P. (2004). Alismatales from the upper and middle Araguaia river basin (Brazil). Brazilian Journal of Botany, 27(3):439-452. doi.org/10.1590/S0100-84042004000300005.

Kurzatowski, D., Leuschner, C. & Homeier, J. (2015). Effects of flooding on trees in the semi-deciduous transition forests of the Araguaia floodplain, Brazil. Acta Oecologica, 69: 21-30. doi.org/10.1016/j.actao.2015.08.002.

Latrubesse, E. M. (2003). The Late Quaternary paleohydrology of large South-American fluvial systems. In: Gregory K. Benito G. (eds.). Palaeohydrology: Understanding Global Change. J. Wiley & Sons, 2003. p. 193–212.

Latrubesse, E.M. & Stevaux, J.C. (2002). Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. Zeitschrift für Geomorphologie, 129:109–127.

Latrubesse, E.M., Amsler, M.R.P. & Aquino, S.M. (2009). The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: the case of the Araguaia River. Geomorphology, 113(3-4):239–252. doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.03.014.

Malheiros, L. (2016). Seca castiga São Félix do Araguaia e emergência pode ser decretada [acesso em 07 mai 2021]. Disponível em: <http://www.cidades.mt.gov.br/-/5041655-seca-castiga-sao-felix-do-araguaia-e-emergencia-pode-ser-decretada>

Marimon, B.S. & Lima, E.S. (2001). Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar do pantanal dos Rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. Acta Botanica Brasilica, 15(2):213-229. doi.org/10.1590/S0102-33062001000200008.

Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Lima, H.S., Jancoski, H.S., Franczak, D.D., Mews, H.A. & Moresco, M.C. (2008). Pantanal do Araguaia: ambiente e povo. Nova Xavantina: EdUNEMAT. 95 p.

Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Mews, H.A., Jancoski, H.S., Franczak, D.D., Lima, H.S., Lenza, E., Rossete, A.N. & Moresco, M.C. (2012). Florística dos campos de murundus do Pantanal Araguaia, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 26(1): 81–196. doi.org/10.1590/S0102-33062012000100018.

Marimon, B.S., Colli, G.R., Marimon-Junior, B.H., Mews, H.A., Eisenlohr, P.V., Feldpausch, T.R. & Phillips, O.L. (2015). Ecology of floodplain campos de murundus Savanna in Southern Amazonia. *International Journal of Plant Sciences*, 176(7): 670–681. doi.org/10.1086/682079.

Morais, R.P., Oliveira, L.G., Latrubesse, E.M. & Pinheiro, R.C.D. (2005). Morfometria de sistemas lacustres da planície aluvial do médio Rio Araguaia. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 27(3): 203-213. doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v27i3.1278.

Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2001). Plano de Manejo do Parque Nacional do Araguaia. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; 2001. [acesso em 11 jan 2021]; Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/cerrado/lista-de-ucs/parna-do-araguaia/arquivos/parna_araguaiaaplanodemanejo.pdf

Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2018) Comissão aprova limites da Reserva da Biosfera do Cerrado [acesso em 05 de fevereiro de 2023]. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/noticias/ultimas-noticias/comissao-aprova-limites-da-reserva-da-biosfera-do-cerrado>.

Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2022). Sítios Ramsar brasileiros [acesso em 05 de fevereiro de 2023]. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/areas-umidas/sitios-ramsar-brasileiros>

Salgado-Laboriau, M.L. (1997) Late quaternary paleoclimate in the savannas of South America. *Journal of Quaternary Science*, 125: 371–379. [doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1417\(199709/10\)12:5<371::AID-JQS320>3.0.CO;2-3](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1417(199709/10)12:5<371::AID-JQS320>3.0.CO;2-3)

Salgado-Laboriau, M.L., Casseti, V., Ferraz-Vicentini, K.R., Martin, L., Soubies, F., Suguio, K., Turcq, B. (1997). Late quaternary vegetational and climatic changes in cerrado and palm swamp from Central Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 128: 215–226. [doi.org/10.1016/S0031-0182\(96\)00018-1](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(96)00018-1).

Sawakuchi, H.O., Ballester, M.R.V. & Ferreira, M.E. (2013). The role of physical and political factors on the conservation of native vegetation in the Brazilian forest savanna ecotone. *Open Journal of Forestry*, 3(1): 49-56. doi.org/10.4236/ojfor.2013.31008.

Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso – SEMA/MT. (2007). Plano de Manejo do Parque Estadual do Araguaia. Coordenadoria de Unidades de Conservação/Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Cuiabá: CUC/SEMA.

Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso – SEMA/MT. (2016). Áreas Úmidas do Estado de Mato Grosso. Relatório Técnico. 24 p.

Silva, A.C.S. (2013). Influência do regime de inundação sobre a vegetação nas margens de lagos na planície de inundação do Rio Araguaia, Mato Grosso [dissertação]. Nova Xavantina: Universidade do Estado de Mato Grosso. 39 p.

Sioli, H. (1956). Über Natur und Mensch im brasilianischen Amazonasgebiet. *Erdkunde*, 10: 89–109.

Tocantins – Governo do Estado do Tocantins. (2001). Plano de Manejo Parque Estadual do Cantão. Palmas: Governo do Estado do Tocantins; 2001. [acesso em 20 jan 2021]; Disponível em: http://gesto.to.gov.br/site_media/upload/plano_manejo/Plano_de_Manejo_do_Parque_Estadual_do_Cantao.pdf.

Valente, C.R. & Latrubesse, E.M. (2012). Fluvial archive of peculiar avulsive fluvial patterns in the largest Quaternary intracratonic basin of tropical South America: The Bananal Basin, Central-Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 356–357. p. 62-74. doi.org/10.1016/j.palaeo.2011.10.002.

Veloso, J.A.V. (1997). The seismological observatory of the University of Brasília: accomplishment and prospects. Brasília: UnB.

CAPÍTULO 9

BIOMA PANTANAL: STATUS DO CONHECIMENTO CIENTÍFICO, TIPOLOGIAS DE MACRO-HÁBITATS E RECOMENDAÇÕES PARA SEU USO SUSTENTÁVEL

Cátia Nunes da Cunha^{1,2,3(*)}, Arnildo Pott⁴, Vali Pott⁵, Daniel Luis Zanella Kantek⁶,
Joisiane Mendes Araujo⁷, Erica Cezarine de Arruda^{2,3,7}, Mônica Aragona⁸,
Carlos Teodoro José Hugueney Irigaray⁹, Adriano Braun¹⁰, Simoni Loverde-Oliveira¹¹,
Walfrido Moraes Tomas¹², Georg Irion^{7,13}, Fabio de Oliveira Roque^{14,15}, Aguinaldo Silva¹⁶,
Catia Urbanetz¹⁷ e Wolfgang J. Junk⁷

¹ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Pesquisadora Associada, Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade; Rua Vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: biocnc@gmail.com.

² Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal (INPP). Av. Fernando Corrêa da Costa, nº 2367, Boa Esperança, CEP. 78.060-900, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil.

³ Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP). Rua Dois, nº 497, sala 02, Boa Esperança, CEP. 78.068-360, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. E-mail: inau.cpp@gmail.com

⁴ Laboratório de Ecologia Vegetal, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil.

⁵ Herbário CGMS, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil.

⁶ Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos (CMA), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Ministério do Meio Ambiente (MMA). Rua Generoso Marques Leite, nº 20, CEP. 78.210-625, Cáceres, Mato Grosso, Brasil.

⁷ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT); Rua Vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: inau.cpp@gmail.com

⁸ Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Av. Fernando Corrêa da Costa, nº 2367, Boa Esperança, CEP. 78.060-900, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil.

⁹ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Programa de Pós-graduação em Direito (PPGD-UFMT). Av. Fernando Corrêa da Costa, nº 2367, Boa Esperança, CEP. 78.060-900, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil.

¹⁰ Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), Cáceres, Mato Grosso, Brasil.

¹¹ Instituto de Ciências Exatas e Naturais, Universidade Federal de Rondonópolis. Av. dos Estudantes, nº 5055, Cidade Universitária, CEP. 78.736-900, Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil.

¹² Embrapa Pantanal, CEP: 79320-900, Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil.

¹³ Department of Marine Geology, Research Institute Senckenberg, Suedstrand 40, 26382 Wilhelmshaven, Alemanha.

¹⁴ Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil.

¹⁵ Wetlands International, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil.

¹⁶ Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), Câmpus do Pantanal, Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil.

¹⁷ Embrapa Pantanal, Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil.

RESUMO

O Pantanal é um bioma de grande importância nacional e internacional, reconhecido por sua biodiversidade e capacidade de conciliar produção econômica e conservação. No entanto, a falta de regulamentação específica tem levado a conflitos e degradação causada por atividades insustentáveis. A região possui um clima tropical úmido, com estações secas e chuvosas bem definidas e é composta por uma variedade de habitats influenciados pelo pulso de inundação e diferentes origens da água, caracterizando uma paisagem úmida (wetscape). A grande diversidade paisagística do Pantanal reflete-se no grande número de macro-habitats, sendo distribuídos em seis unidades funcionais e 16 subclasses, totalizando 75 macro-habitats. Abrigando uma ampla diversidade de flora e fauna, várias com algum grau de risco de extinção, o Pantanal enfrenta ameaças internas e externas, como expansão agrícola, construção de hidrovias e contaminação da água. Soluções sustentáveis, como o fortalecimento do ecoturismo e a criação de infraestruturas verdes, são necessárias para proteger a biodiversidade. A falta de políticas públicas consistentes e a pressão econômica também são desafios. Recomendam-se um zoneamento socioeconômico ambiental para a Bacia do Alto Paraguai (BAP) e a elaboração de um marco legal para uma política pública, com foco na manutenção do caráter ecológico do Pantanal, considerando a sinergia entre o planalto e a planície. No Pantanal, propõe-se a adoção do uso sustentável do bioma, do conceito de uso restrito e do conceito macro-habitats para manejo das unidades produtivas e de conservação.

Palavras-chave: biodiversidade, inventário de áreas úmidas, regulamentação, sustentabilidade, paisagem úmida.

ABSTRACT

Pantanal Biome: Status of Scientific Knowledge, Macrohabitat Typologies and Recommendations for Sustainable Use. The Pantanal is a biome of great national and international importance, recognized for its biodiversity and ability to reconcile economic production and conservation. However, the lack of specific regulations has led to conflicts and degradation caused by unsustainable activities. The region has a humid tropical climate, with well-defined dry and rainy seasons, and is composed of a variety of habitats influenced by the flood pulse and different water sources, characterizing a wetscape. The Pantanal's great landscape diversity is reflected in the large number of macrohabitats, distributed across six functional units, 16 subclasses, totaling 75 macrohabitats. Hosting a wide diversity of flora and fauna, many of which are at some risk of extinction, the Pantanal faces internal and external threats such as agricultural expansion, the construction of waterways, and water contamination. Sustainable solutions, such as strengthening ecotourism and creating green infrastructure, are necessary to protect biodiversity. The lack of consistent public policies and economic pressures are also challenges. It is recommended to establish a socioeconomic and environmental zoning for the Upper Paraguay Basin (BAP) and to develop a legal framework for public policy, focusing on maintaining the ecological character of the Pantanal and considering the synergy between the plateau and the Pantanal. In the Pantanal, the adoption of sustainable use of the biome, the concept of restricted use, and the concept of macrohabitats for the management of productive and conservation units are proposed.

Keywords: biodiversity, wetland inventory, regulation, sustainability, wetscape.

INTRODUÇÃO

O Pantanal mato-grossense, denominação histórica dada a todo o bioma Pantanal que se estende pelos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, é a maior planície de inundação contínua do planeta, destacada nacional e internacionalmente, com os

títulos de “Patrimônio Nacional”, “Reserva da Biosfera” e “Patrimônio da Humanidade”, contando com quatro sítios Ramsar. O Bioma Pantanal, localizado na região Centro-Oeste do Brasil, representa um elo entre o Cerrado (Brasil), o Chaco (Bolívia/Paraguai) e a Amazônia (ao Norte) (Tomas *et al.*, 2019; Wantzen *et al.*, 2023). A região é considerada um *hotspot* de serviços ecossistêmicos, abriga uma rica biodiversidade e modos de vida, sendo uma das únicas áreas do planeta que, embora ameaçada por várias atividades antropogênicas (p. ex., mudanças de uso da terra, incêndios, megainfraestruturas), ainda existem opções viáveis para conciliar a produção econômica e conservação da biodiversidade.

As planícies pantaneiras foram formadas no Período Quaternário, resultantes de períodos alternados de seca e cheia com diferentes padrões de descarga de sedimentos do Rio Paraguai e seus afluentes. Esse período originou uma grande diversidade de unidades geomorfológicas com variações de poucos decímetros no nível do relevo, resultando em diferenças na duração dos períodos de seca e de inundação, levando a ser denominado complexo do Pantanal.

O Pantanal se destaca pela exuberante biodiversidade, com muitas espécies ícones da América do Sul, tais como onças-pintadas, araras-azuis, tuiuiús, sucuis, ariranhas, capivaras, jacarés-do-pantanal. Possui várias espécies da fauna típicas dos biomas vizinhos e não possui muitas espécies endêmicas. O regime de cheias e vazantes e a alta disponibilidade de alimentos fazem da região um importante local de alimentação, descanso e reprodução para muitas espécies, sendo um singular sítio de biodiversidade e uma das regiões mais importantes do mundo para as aves aquáticas, incluindo espécies migratórias, como águia-pescadora, talha-mar, batuiçu, maçarico-do-campo, cabeça-seca e colhereiro (Nunes & Tomas, 2004; Pinho *et al.*, 2017).

A conservação, a proteção e o uso do bioma Pantanal, enquanto patrimônio nacional, ainda não têm regulamentação específica e unificada nacionalmente como área úmida. Várias tentativas de lei foram apresentadas, entretanto nenhuma versão atendeu aos interesses dos usuários, que são muitos. Nesse vácuo legal, ações políticas e estratégias de distintos atores vêm interferindo e transformando o ecossistema em sua borda. A agricultura expandida nos arredores, o aumento de populações urbanas e o desenvolvimento de infraestrutura, que transformam o regime hídrico de bacia, resultam numa diversidade de conflitos de interesses. O resultado desse quadro de insuficiência jurídico-institucional se traduz na crescente vulnerabilidade do Pantanal em face da degradação oriunda de diversas atividades econômicas insustentáveis.

As populações tradicionais do Pantanal, para administrar suas propriedades e as atividades econômicas desenvolvidas - como pecuária, pesca, extrativismo -, utilizavam a diversidade da paisagem a seu favor, com a manutenção de habitats especiais, usando-os de forma inteligente. Essa prática tem sido perdida, principalmente pela chegada dos “pantaneiros” modernos, que têm dificuldade de entender a diversidade dos ambientes deste ecossistema e seus funcionamentos e, muitas vezes, tentam

implantar formas de produção não condizentes com a conservação da região, o que leva à perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, econômicos e sociais, em médio e longo prazo.

Nunes da Cunha e Junk (2014) e Nunes da Cunha *et al.* (2021), no intuito de entender e manejar a complexidade do Pantanal, o subdividiram em unidades paisagísticas menores – denominadas de macro-hábitats -, como forma de se compreender melhor seus ambientes, planejar estudos científicos comparativos e determinar formas de uso sustentável e o nível de proteção de cada um. Esse sistema hierárquico de classificação das unidades da paisagem foi recomendado em 2015 pelo Comitê Nacional de Zonas Úmidas (CNZU).

Dada a importância de se entender o funcionamento do Pantanal em múltiplas escalas espaciais e temporais e como os macro-hábitats podem ser usados para gestão territorial sustentável da região, organizamos as seções deste capítulo de forma hierárquica e complementar, partindo de uma apresentação geral sobre a gênese e características geomorfológicas e climáticas do Pantanal para depois focarmos no funcionamento e classificação dos macro-hábitats. Finalizamos o capítulo com uma visão crítica sobre a necessidade de construção de um marco regulatório próprio para o Pantanal que considere fortemente a dinâmica de funcionamento dessa área úmida.

1. CARACTERIZAÇÃO DO PANTANAL

1.1 Gênese

O Pantanal é uma bacia tectonicamente ativa e sua origem tem sido associada com o sistema de *foreland* andino (Horton & Decelles, 1997; Ussami *et al.*, 1999; Chase *et al.*, 2009). Essa bacia é caracterizada por várias superfícies de blocos falhados e por uma série de depressões, onde aproximadamente 500 m de sedimentos têm se acumulado durante o Quaternário (Assine, 2003; Assine & Soares, 2004). Poços perfurados pela Petrobras na década de 1960 apresentam informações sobre a espessura do pacote de sedimentos da bacia do Pantanal. Os poços indicam que a espessura da bacia é maior em seu centro, com redução de espessura sedimentar nas porções norte e sul, indicando um embaciamento alongado na direção N-S.

A depressão do Pantanal foi formada há 2,5 milhões de anos, na última compressão dos Andes, durante o Plioceno superior e o Pleistoceno inferior (Godoi Filho, 1986). Posteriormente, a depressão do Pantanal se separou da bacia Amazônica e teve o seu próprio desenvolvimento geológico e biogeográfico (Almeida, 1945).

A paleogeografia e a paleo-hidrologia do Pantanal vêm continuamente se modificando desde o Pleistoceno, não só como consequência de processos alocíclicos, induzidos por movimentos tectônicos e mudanças climáticas, mas também devido a processos sedimentares autocíclicos inerentes à evolução dos sistemas deposicionais existentes.

Estudos da evolução geológica e sedimentológica do Pantanal durante o Pleistoceno mostraram que todas as grandes superfícies, exceto os *inselbergs*, são de origem fluvial/lacustre (Irion *et al.*, 2011). Essas são de diferentes idades e os sedimentos apresentam-se, inicialmente, altamente intemperados; posteriormente, novo intemperismo ocorre em todos os sedimentos superficiais, modificados em diferentes graus por processos de assoreamento.

Toda a superfície do Pantanal é dominada por areia fina e silte dos planaltos Paleozóicos/Mesozóicos circundantes, com pequenas quantidades de argilas, dominadas por caulinita, mas carentes de clorita (Irion *et al.*, 2011). Os montes de terra artificiais (aterros), que foram construídos por povos indígenas há vários séculos, mostram fertilidade duradoura dos solos por causa da presença de carbonato de cálcio derivado das conchas de moluscos, coletados pelos antigos moradores (Oliveira & Milheira, 2020).

Segundo Buchas *et al.* (2000), depósitos fluviais apresentam fases de deslocamento e acúmulos de corpos de areia e sedimentos finos na planície do Pantanal de Poconé (Figura 1). Os rios acumulam areia formando barragens e diques. Os sedimentos finos, argilas e siltes são depositados por escoamentos sobre as margens. Numa fase posterior, a planície é coberta por uma fina camada de areia da erosão das barragens e diques, trazida pelos pequenos canais de drenagens (corixos, vazantes). Esses pequenos canais de drenagem são periódicos, ficando ativos somente durante a estação das cheias.



Figura 1. Esquema de uma sequência de depósitos fluviais em um corte do Pantanal de Poconé. Fonte: Buchas *et al.* (2000).

Essa conjunção hidrológica e morfológica bastante original revela-se extremamente complexa, uma vez que a paisagem atual é produto de uma história evolutiva bastante atribulada, como mostram os registros dos antigos sistemas (paleoformas) ainda evidentes na superfície. Assim, o sistema é formado de canais ativos, semiativos e abandonados que produzem uma complexa relação hidrológica e sedimentar, uma vez que, a depender da intensidade das cheias (ordinárias ou extraordinárias), todas essas formas (atuais e préteritas) podem ser ativadas, produzindo um padrão de distribuição de água e sedimento ainda não conhecido na literatura.

De acordo com Irion *et al.* (2016), grandes áreas alagáveis podem ser diferenciadas em:

1. áreas alagáveis recentes ativas – localizadas perto do canal do rio, sujeitas à inundação, erosão e deposição de sedimentos.
2. paleoáreas alagáveis ativas – formadas por paleossedimentos de centenas de milhares de anos, que não estão mais envolvidas em processos de erosão e sedimentação recente, mas são inundadas principalmente por água de chuva, mostrando todas as características ecológicas de AUs.
3. paleoáreas alagáveis inativas – formadas por paleossedimentos, se encontram acima do nível da inundação atual e não são sujeitas às inundações.
4. áreas alagáveis recentes inativas – representadas por áreas nas quais a inundação foi interditada pela construção de diques.

Com base nessa classificação, a maior parte do Pantanal pode ser inserida na categoria de paleoáreas alagáveis ativas. Áreas permanentemente terrestres, como capões e cordilheiras, pertencem à categoria das paleoáreas alagáveis inativas. As áreas alagáveis recentes ativas ocupam somente uma pequena área ao longo do Rio Paraguai e seus tributários. Porém, a erosão acelerada dos solos usados atualmente pela agroindústria nas cabeceiras dos tributários, como na do Rio Taquari, intensifica a sedimentação nos cursos inferiores dentro da planície pantaneira e aumenta a representatividade relativa dessa categoria.

Os pulsos de inundação que atingem sazonalmente a bacia do Pantanal, além de elevarem os níveis dos rios, influenciam diretamente nas lagoas conectadas ao canal e, indiretamente, nas não conectadas, favorecendo a homogeneização e a interconexão dos ambientes aquáticos que ficam desconectados durante a seca (Junk *et al.*, 1989). Essa influência pode ser por meio da inundação da planície, do escoamento superficial ou da flutuação do lençol freático, incluindo mudanças no equilíbrio da água, na sedimentação e na hidroquímica dos sistemas lacustres (McGlue *et al.*, 2015).

1.2 Clima e Hidrologia

Localiza-se na região tropical e apresenta clima tropical úmido do tipo A_w pela classificação de Köppen, marcadamente sazonal, com invernos secos de maio a setembro e verões chuvosos (Marengo *et al.*, 2015). A precipitação anual varia entre 800 e 1.200 mm (Figura 2), a temperatura média anual é de 25,5 °C, com médias mínimas de 20 °C e máximas de 32 °C. A temperatura máxima pode ultrapassar 40 °C. A maior parte da precipitação anual cai no planalto e no nordeste da planície, sendo 1.250 mm/ano na parte norte, perto de Cáceres-MT, diminuindo para 1.089 mm/ano na parte sul, perto de Corumbá-MS.

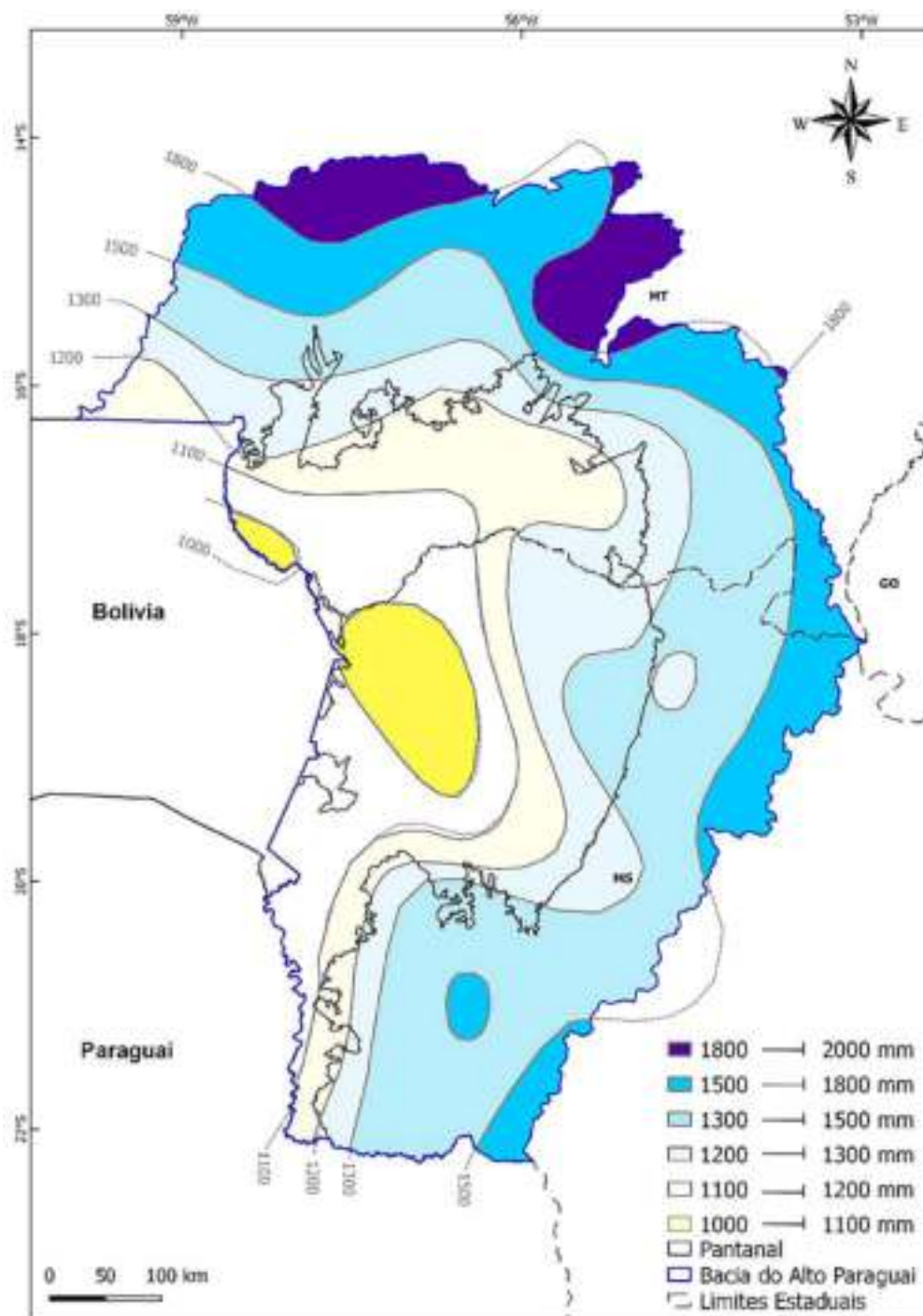


Figura 2. Precipitação total média anual na Bacia do Alto Paraguai (BAP). Fonte: Hasenack *et al.* (2010) modificado por Nunes da Cunha e Junk (2020).

A região recebe esporádicas massas de ar frio do sul do país. A friagem ocorre geralmente no período de maio a setembro, com pancadas de chuvas e temperaturas de até 0 °C com duração média de cinco dias. A média anual da umidade relativa do ar é de 82%, sendo mais secos o centro da planície e as bordas da bacia no oeste.

O hidroperíodo no Pantanal é caracterizado por um pulso de inundação previsível, monomodal e de baixa amplitude, com uma fase aquática e outra terrestre.

A variabilidade no fluxo da inundação anual pode ser observada nas médias anuais da série histórica do nível d'água do Rio Paraguai (Figura 3). Em adição ao fluxo anual de inundação, ocorrem anos seguidos de grandes inundações e de pronunciadas secas, considerados como períodos plurianuais (Nunes da Cunha & Junk, 2001).

A análise das flutuações do nível da água ao longo de 120 anos revela uma tendência geral de períodos plurianuais de extrema umidade (grandes inundações e períodos de redução da área alagada). Na figura 3 mostra o novo normal do Pantanal evidenciado pela diminuição progressiva dos níveis de água mensais. Essa tendência aponta para uma crescente vulnerabilidade dos ecossistemas de áreas úmidas, podendo estar associada a fatores antropogênicos e mudanças climáticas. A compreensão dessas dinâmicas é crucial para o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo sustentável das áreas úmidas na região.

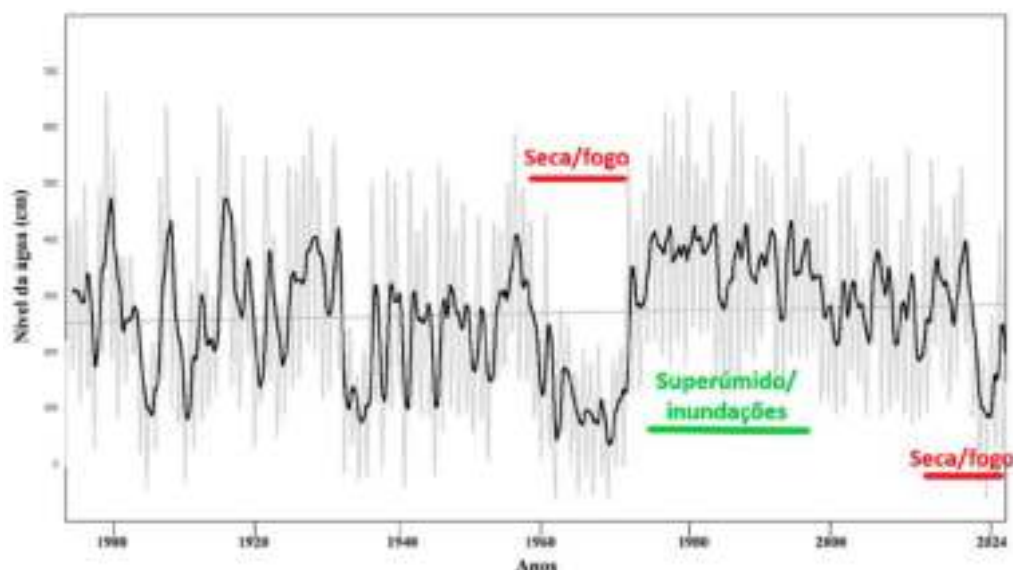


Figura 3. Flutuações anuais e plurianuais do nível d'água do Rio Paraguai em Ladário, Mato Grosso do Sul, de 1900-2020. Fonte: Edilen Jean Milien (2024).

As inundações ocorrem por transbordamentos dos rios e chuvas locais. Devido à pequena declividade do terreno, cerca de 2 a 3 cm km⁻¹ de norte a sul e de 5 a 25 cm em direção leste a oeste, as águas de inundação requerem cerca de 3-4 meses para atravessar todo o Pantanal. Na parte norte, o pulso de inundação coincide com a estação das chuvas e tem uma defasagem de cerca de três meses na parte sul.

O Pantanal funciona como um reservatório, que armazena água durante a estação e/ou anos úmidos e escoar para o canal principal dos rios na estação e/ou anos secos. Quanto à variabilidade multianual, as cheias no alto Rio Paraguai são classificadas em: comuns (repetem-se a cada dois anos); extraordinárias (ocorrem a cada quatro anos); e excepcionais (registradas a cada dez anos).

No norte do Pantanal (Figura 4A), o fluxo de água vem das sub-regiões vizinhas a leste e oeste em direção à sub-região do Paraguai ao norte. Provavelmente, fatores como relevo deprimido, grande número de lagos presentes e outros fatores hidrológicos podem estar contribuindo para que essa área funcione como um reservatório temporário, acumulando água por certo período.

Concomitantemente, na parte sul do Pantanal (Figura 4B) ocorre um processo análogo, mas com uma defasagem de três meses. À semelhança da sub-região Paraguai ao norte, a região é deprimida com capacidade para armazenar água temporariamente. A água é drenada das sub-regiões do sul, em direção à sub-região baixo Rio Negro.

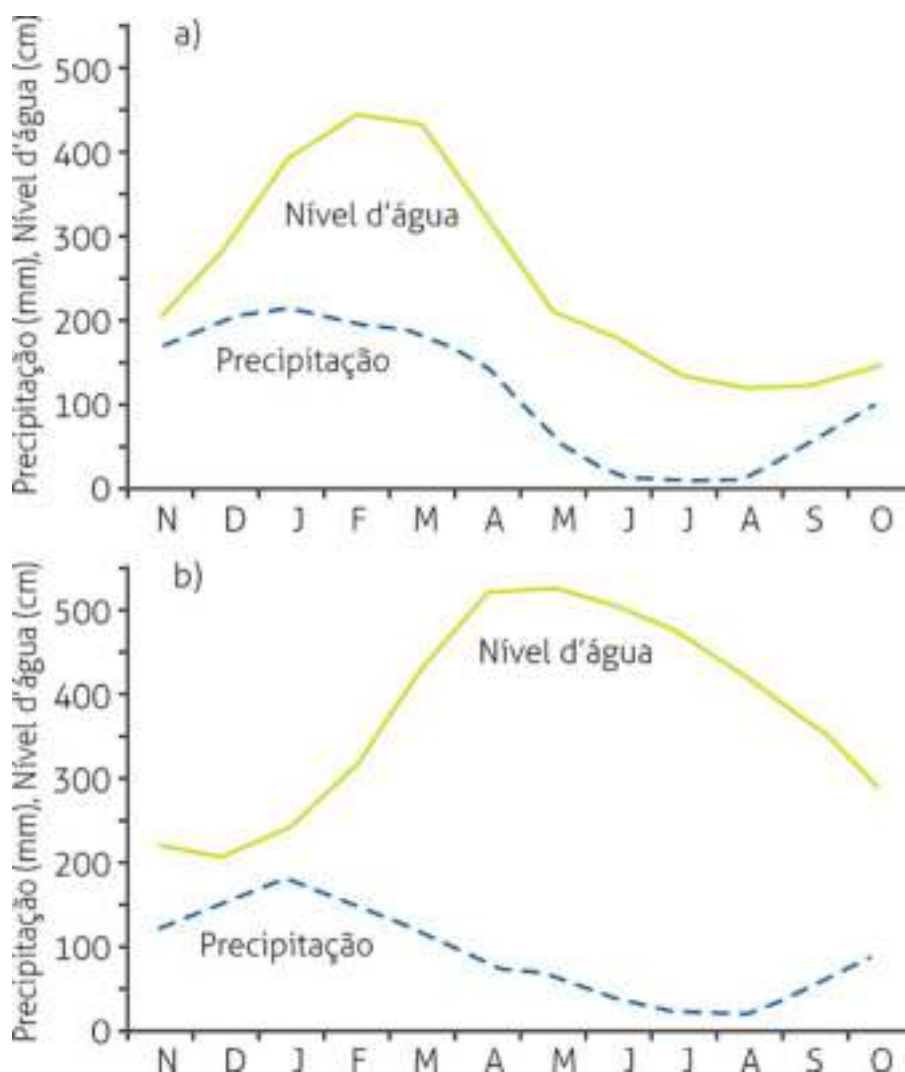


Figura 4. A) Precipitação média mensal perto de Cuiabá (1933–1993) e nível d'água médio do Rio Cuiabá, em Cuiabá (1971–1988), norte do Pantanal; B) Precipitação média perto de Corumbá (1912–1971) e nível d'água médio do Rio Paraguai, em Ladário (1979–1987), sul do Pantanal. Fonte: Nunes da Cunha e Junk (2020) produzidos com dados da Agência Nacional das Águas (ANA) (1964–2018).

A dinâmica da inundação na planície pantaneira é exemplificada por extremos plu-rianuais, como a última grande cheia mapeada pelo MapBiomass (2022), em 1985 e a

chegada do extremo de seca e incêndios em 2022 (Fig. 5). (MapBiomias (2022), disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/11/FactSheet-Pantanal_2022.pdf>). Observa-se um declive pronunciado leste-oeste, sendo as áreas ao longo do Rio Paraguai as inundadas por maior tempo. Essa informação é de grande importância para o manejo, pois as áreas de menor inundação são aquelas de maior uso pela pecuária. As categorias de uso restrito para o Pantanal deverão basear-se nos meses de inundação, como proposto no item Conclusões e Recomendações para a Proteção e o Manejo Sustentável do Pantanal deste capítulo.

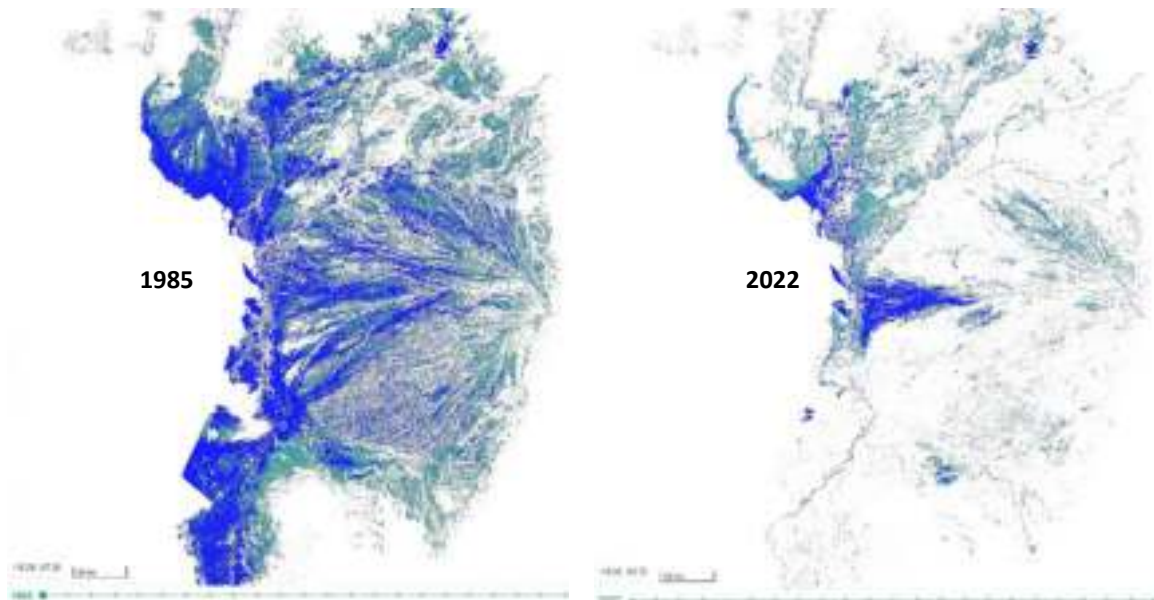


Figura 5. Dinâmica da inundação na planície pantaneira demonstrada pelos picos extremos, último ano de grande cheia (1985) e seca extrema em 2022. Fonte: MapBiomias 2022, Coleção 8.

1.3 Solos

O Pantanal possui uma combinação de vários tipos de solos com processos associados ao hidromorfismo, formado pela natureza do material de origem e pelas inundações periódicas. Comumente, os solos são pobres em nutrientes, com fertilidade média a baixa, arenosos ou de argilas expansivas, entre outros. As classes de solos predominantes no Pantanal são solos aluviais, neossolo quartzarênico, nitossolo, gleissolo, espodossolo hidromórfico, latossolo, argissolo, planossolo, plintossolo, neossolo litólico, neossolo rênzico, solos concrecionários, planossolo solódico e vertissolo.

1.4 Delimitação da Região

A delimitação do Pantanal e suas sub-regiões tem sido alvo de intenso debate nos últimos anos. Embora oficialmente e para fins legais, a delimitação do IBGE seja válida para o governo brasileiro, ainda não temos consenso sobre a área exata do Pantanal. Isso é preocupante, pois a gestão da área úmida depende de como delimitamos e classificamos essas áreas.

O Pantanal está inserido na Bacia do Alto Paraguai (BAP) e a primeira delimitação e designação das Planícies e Pantanaís (Figura 6) foi realizada por Alvarenga *et al.* (1984) com uma área de 133.465 km². A BAP é composta por região fisiográfica de depressões, com altimetria de 150 a 250 m, e pela região dos planaltos, com altimetria de até 900 m (Alvarenga *et al.*, 1984).

A seguir, apresentamos exemplos sobre delimitações:

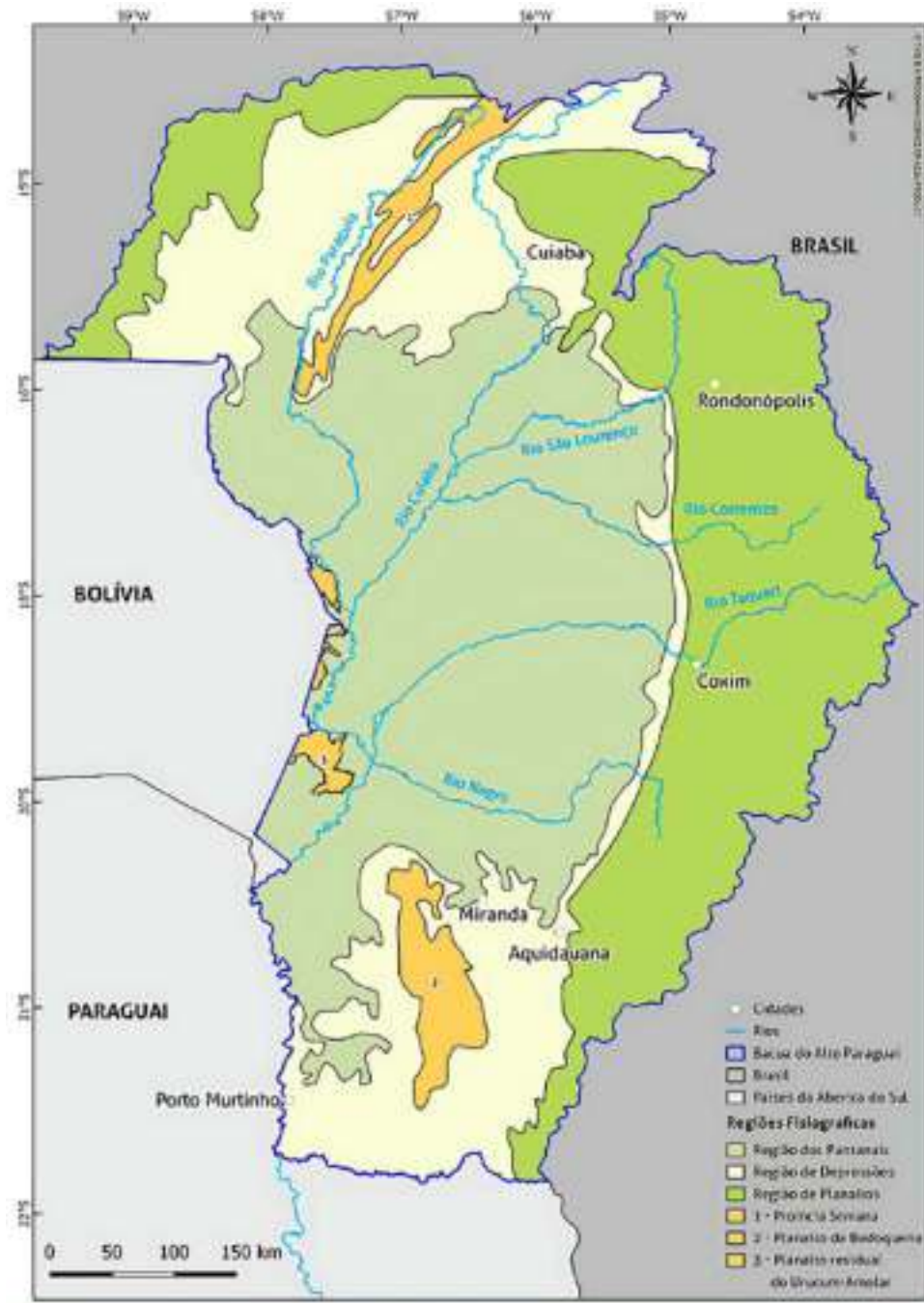


Figura 6. Bacia do Alto Rio Paraguai destacando os planaltos, as depressões e os pantanaís. Fonte: Alvarenga *et al.* (1984) modificado por Nunes da Cunha e Junk (2020).

A delimitação oficial definida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2004) apresenta uma área de 150.335 km², na Bacia do Alto Paraguai (BAP), como bioma Pantanal (Figura 7).

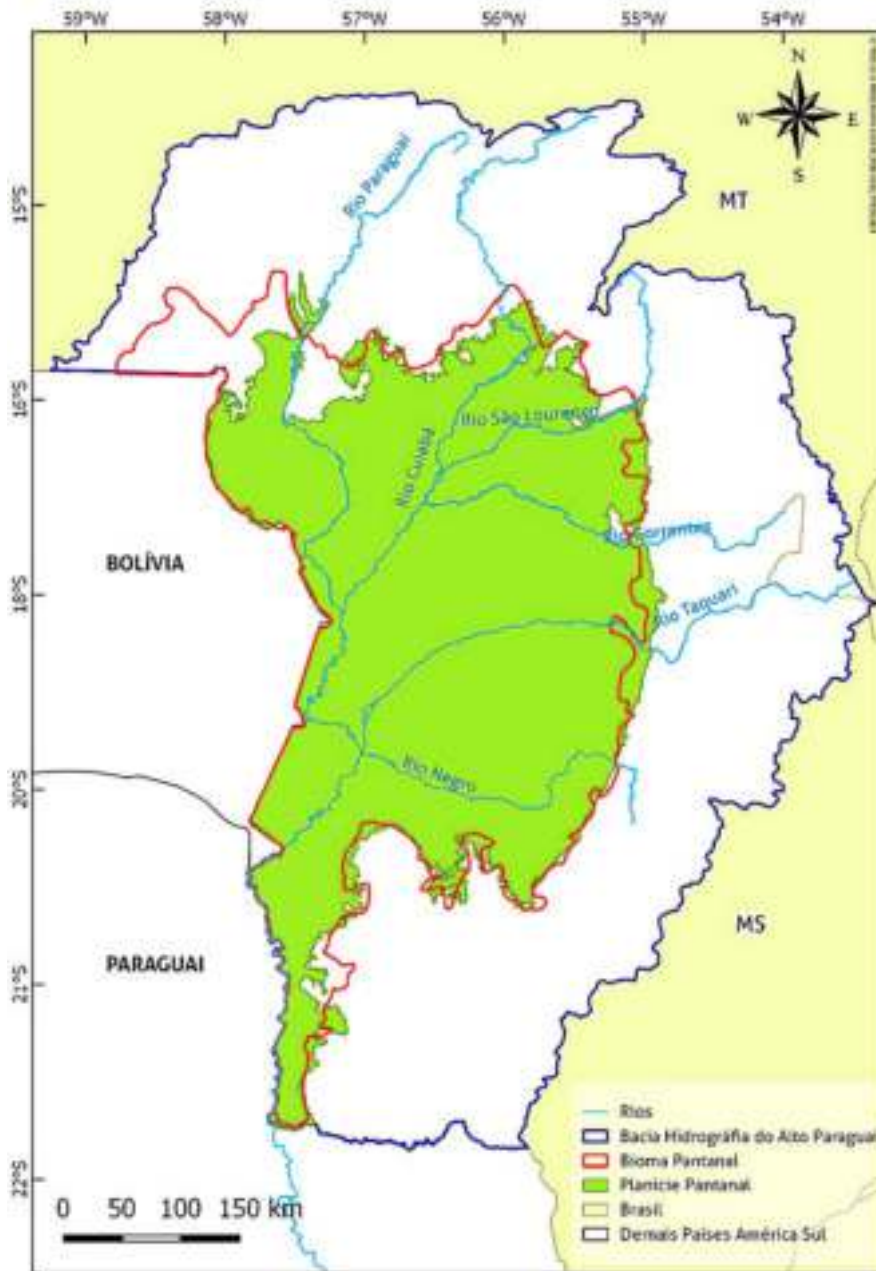


Figura 7. Bacia do Alto Paraguai destacando o bioma Pantanal e o Pantanal. Fonte: Adaptada de Silva *et al.* (2011) e Padovani (2017), modificado por Nunes da Cunha e Junk (2020).

2.5 Sub-regionalização da Planície de Inundação

O Pantanal constitui-se hoje em uma planície deprimida caracterizada pelos diferentes padrões de descarga de sedimentos do Rio Paraguai e seus afluentes, os rios Cuiabá, Piquiri, São Lourenço, Taquari, Aquidauana, Miranda, Paraguai e Apa.

Considerando os parâmetros hidrológicos e geomorfológicos, Alvarenga *et al.* (1984) e Hamilton *et al.* (1996) subdividiram internamente o Pantanal. Para Alvarenga *et al.* (1984), as Planícies e Pantanaís mato-grossenses são áreas úmidas com três tipos de áreas de acumulação: **1)** inundáveis hierarquizadas, da menos úmida para a mais úmida; **2)** planícies e terraços fluviais; e **3)** fluviolacustres, com altimetria de 80 a 150 m. Já Hamilton *et al.* (1996) dividem o Pantanal em dez unidades, de acordo com parâmetros hidrológicos e geomorfológicos. Outra subdivisão, que considera inundação, relevo, solo e vegetação, foi realizada por Silva e Abdon (1998), diferenciando onze sub-regiões.

A classificação baseada em hidrossedimentologia (processos relacionados à dinâmica da água e dos sedimentos na fase terrestre do ciclo hidrológico) do sistema aluvial do Pantanal foi apresentada por Assine *et al.* (2015) e considera parte dos atributos de áreas úmidas. Eles diferenciam vinte sub-regiões por características geomorfológicas, regimes hidrológicos e dinâmicas sedimentológicas e identificaram nove sistemas deposicionais do Pantanal. Essa divisão está em acordo com Nunes da Cunha e Junk (2014) na escala de Nível 2: Sistemas e Subsistemas de Áreas Úmidas (AUs).

A planície do Pantanal é expressão morfológica de uma bacia sedimentar ativa, cujos elementos tectônicos são pouco conhecidos. Sua forma tem sido considerada aproximadamente elíptica, com extensão maior de cerca de 200 km na direção norte-sul, mas seu arcabouço é complexo, caracterizado pela presença de falhas (Assine, 2004; 2010). O trato deposicional do Pantanal (Figura 8) é extremamente complexo, coexistindo e interagindo vários megaleques, planícies fluviais e sistemas lacustres, no conjunto influenciado por mudanças climáticas e atividades tectônicas recentes (Assine, 2003).

O gerenciamento das bacias hidrográficas no Pantanal deve primeiramente levar em consideração a natureza da bacia, se de planalto ou de planície de áreas alagadas (*wetland*). Essa abordagem é fundamental, uma vez que todos os processos envolvidos se diferenciam inicialmente dessas duas condições. Rios de planalto são geralmente rios de canal único que percorrem um vale definido e estável, alimentados por uma bacia hidrográfica delimitada por divisores de água marcantes, onde toda contribuição pluviométrica que escoar em superfície ou subsuperfície chega ao rio tronco. Por sua vez, os rios das grandes planícies coletoras, como as do Rio Paraguai, funcionam de maneira totalmente diversa daqueles que formam amplos leques fluviais.

As mudanças climáticas globais podem alterar os padrões de precipitação, hidrologia e sazonalidade, aumentando os extremos de chuvas de verão e de estiagens nos meses de inverno (Bergier *et al.*, 2018). As áreas úmidas são os primeiros ecossistemas impactados pelas mudanças climáticas, que afetam os pulsos hidrológicos, os padrões locais de precipitação e temperatura/umidade e os padrões de evapotranspiração (Mitsch *et al.*, 2010). A compreensão sobre o comportamento ambiental das áreas úmidas ante as mudanças climáticas globais é fundamental para planejar e mitigar os impactos de curto e longo prazo, bem como traçar estratégias para a segurança hídrica regional (Cole *et al.*, 2007; Sobek *et al.*, 2009; Mitsch *et al.*, 2010; Bergier *et al.*, 2018).

A fim de entender a complexidade dos ambientes na sub-regionalização do Pantanal e facilitar a gestão e compreensão das informações, é necessário adotar uma abordagem inovadora para unidades menores, conhecidas como macro-habitats. Essa abordagem permitirá o planejamento de estudos científicos comparativos, o desenvolvimento de formas de uso sustentável e a definição de níveis adequados de proteção para cada um dos macro-habitats. Historicamente, as comunidades locais do Pantanal utilizaram intuitivamente esse tipo de classificação para gerenciar suas propriedades e atividades econômicas, como a pecuária, pesca e extrativismo (Duarte *et al.*, 2017).

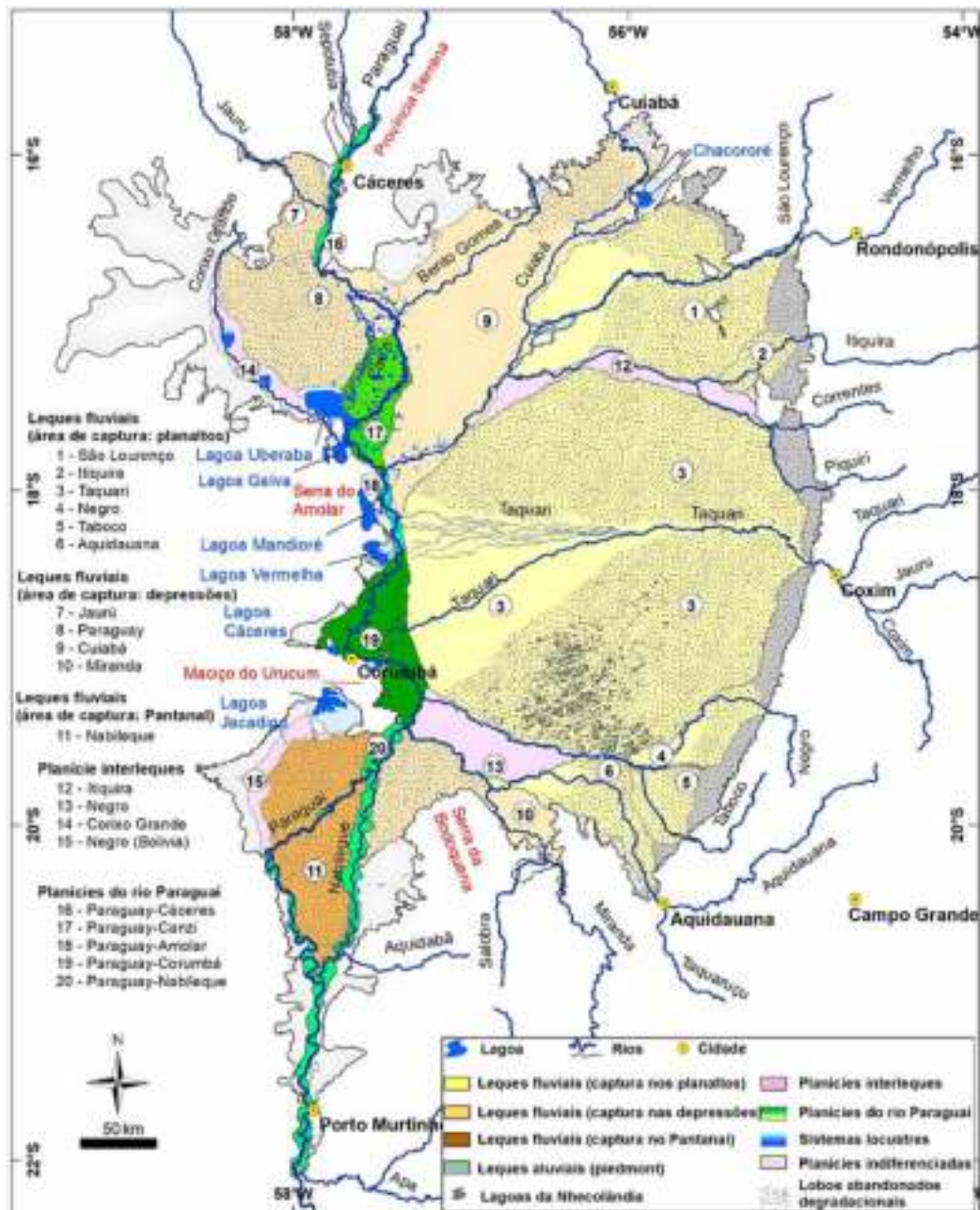


Figura 8. Mapa do Pantanal com as diversas planícies que constituem os sistemas deposicionais. Fonte: Modificada de Assine *et al.* (2015).

2. CLASSIFICAÇÃO DAS UNIDADES FUNCIONAIS, DAS SUBCLASSES E DOS MACRO-HÁBITATS

A grande diversidade paisagística do Pantanal reflete-se no grande número de macro-hábitats (Figura 9). A classificação para o Pantanal, segundo Nunes da Cunha *et al.* (2021), reconhece seis unidades funcionais, 16 subclasses e 75 macro-hábitats (Tabela 1), maior número em todas as grandes paisagens úmidas brasileiras.

A unidade funcional é definida como “macrorregião, que apresenta condições hidrológicas semelhantes”. Em relação ao estágio hidrológico, cinco unidades funcionais foram diferenciadas nesse sistema de classificação: Permanentemente terrestre, Predominantemente terrestre, Predominantemente aquático, Permanentemente aquático e Pantanoso. A sexta unidade funcional inclui todas as áreas antropogênicas, independentemente de seu estágio hidrológico.

A menor unidade da classificação é chamada de macro-habitat, que é definido como “subunidade da subclasse, caracterizada por espécies ou grupos de espécies de plantas indicadores”. O macro-habitat é a unidade que reage mais sensivelmente às mudanças nas condições ambientais e serve da melhor forma para a análise de impactos ambientais e para o desenvolvimento de abordagens legais para a gestão e proteção de zonas úmidas.



Figura 9. Exemplos de macro-hábitats do Pantanal: A) Arbustal, inundado até 6 meses (pombeiral, dominado por *Combretum lanceolatum* e *Combretum laxum*); B) Áreas inundadas até 8 meses (carandazal, dominadas por *Copernicia alba*); C) Corixos; D) Campo limpo inundado por cerca de 6 meses (campo de mimoso *Axonopus purpusii* e outros); E) Morros (*inselbergs*); F) Florestas ao longo de landis.

Tabela 1. Classificação resumida dos macro-habitats da planície de inundação do Pantanal.

Unidade Funcional	Subclasse	Número de macro-habitats
Unidade funcional 1: Áreas permanentemente aquáticas		
	1.1 Rios	3
	1.2 Lagos (lagoas e baías)	7
Unidade Funcional 2: Áreas predominantemente aquáticas (ATTZ)		
	2.1 Áreas de água corrente (pequenos canais e linhas de drenagem)	4
	2.2 Áreas sazonalmente cobertas com água parada	4
Unidade Funcional 3: Áreas Periodicamente Terrestres (ATTZ com predominância da fase terrestre)		
	3.1 Áreas sem ou com pouca cobertura vegetal	3
	3.2 Áreas com plantas herbáceas (campo limpo natural)	5
	3.3 Áreas com predominância de plantas herbáceas, arbustos e árvores agrupadas	4
	3.4 Áreas com arbustais	4
	3.5 Áreas com florestas poliespecíficas	6
	3.6 Áreas com formações monodominantes	8
Unidade Funcional 4: Áreas Pantanosas (permanentemente inundadas ou encharcadas)		
	4.1 Pântanos de plantas herbáceas (brejos)	5
	4.2 Pântanos de plantas herbáceas e palmeiras	2
Unidade Funcional 5: Áreas Permanentemente Terrestres		
	5.1 Paleoleques, terraços aluviais, capões, cordilheiras	8
	5.2 Morros (<i>inselbergs</i>)	3
Unidade Funcional 6: Áreas Antropogênicas		
	6.1 Áreas paleoantrópicas	1
	6.2 Áreas antropogênicas recentes	8

3. CONDIÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA

O Pantanal consiste em muitos tipos de macro-habitats aquáticos, desde lagoas rasas a grandes áreas inundáveis periodicamente. A química desses corpos de água é influenciada por tributários, águas subterrâneas, água superficial e chuva. O ciclo úmido e seco traz impacto na química da água da planície de inundação, diluindo e concentrando substâncias dissolvidas, mobilizando substâncias orgânicas e inorgânicas e influenciando as trocas entre água subterrânea e superficial (Nogueira *et al.*, 2011).

Não há estudos hidroquímicos sistemáticos sobre o Sistema Aquífero Pantanal. As análises físico-químicas são restritas principalmente a alguns parâmetros do padrão brasileiro de potabilidade da água. Apesar da falta de dados, a pesquisa regional realizada por Brasil (1997) indica que a qualidade da água do Sistema Aquífero Pantanal é geralmente boa, embora mostre localmente altos níveis de ferro, com sabor e odor desagradáveis.

Tais características também são atribuídas à presença de camadas de matéria orgânica em decomposição (Figueiredo & Salomão, 2009). O pH aumenta de leste a oeste, variando de 5 a 8, sendo mais ácido na porção nordeste da planície. Os valores de pH nesse intervalo foram relatados em estudos em locais específicos, como Krol (1983), na região de Poconé, e Castelo Branco Filho (2005), em Nhecolândia, que encontrou um valor de pH de 8,2 em dois poços nessa região. Os valores de pH podem atingir até 9,8 em salinas (Hamilton *et al.*, 1999). Em relação ao total de sólidos dissolvidos, Brasil (1997) registra valores de 2 e mais de 350 mg.L⁻¹, sendo estes os mais altos localizados na região de Nhecolândia. Couldert (1973) cita valores de resíduo seco inferiores a 200 mg.L⁻¹, quando a média é de 65 mg.L⁻¹ em alguns poços da região entre os rios Taquari e Negro. O autor concluiu que as águas apresentam, de maneira geral, baixa salinidade, com mineralização variando de baixa a muito baixa.

Uma situação específica é encontrada nas salinas, que ocorrem na região Nhecolândia. Nesses lagos isolados, a concentração de sais minerais aumenta por causa da evaporação, o pH é alcalino - chega até 8,0 - e a condutividade é elevada, > 2.000 µS cm⁻¹ (Hamilton *et al.*, 1999, Medina-Junior e Rietzler 2005, Mourão *et al.*, 1988).

A química das águas subterrâneas do Pantanal foi avaliada em 17 poços na margem direita do Rio Negro em 1971 e em 12 poços em 2004 (Castelo Branco Filho, 2005). A condutividade elétrica variou entre 46,0 e 1.000 µS. cm⁻¹, nos dados de 1971, e de 67,3 a 723,8 µS.cm⁻¹, em 2004. Essas águas são caracterizadas por serem predominantemente bicarbonatadas sódicas, sendo algumas delas bicarbonatadas mistas e uma com água clorítica sódica.

4. COBERTURA VEGETAL E BIODIVERSIDADE DE PLANTAS

Eiten (1982) e Sarmiento (1983) tipificam a vegetação do Pantanal como uma savana hipersazonal. De acordo com Medina (1982), as savanas nos trópicos são determinadas por um clima especial savânico, por condições edáficas, pelo fogo ou por influência humana.

Segundo Loureiro *et al.* (1982), a região apresenta uma área de tensão ecológica que caracteriza o contato entre as regiões fitoecológicas da Savana (ou Cerrado) e da Floresta Estacional Semidecidual.

No contexto do Complexo do Pantanal registra-se a curiosa combinação de vegetação “mésica” e “xérica” crescendo lado a lado, resultado de um ajuste muito especial de clima

e geomorfologia (Cole, 1960; Kuhlmann, 1954; Rizzini, 1979; Tricart, 1982; Kuhlmann *et al.*, 1983). Para Loureiro *et al.* (1982), a vegetação do Pantanal está inserida na região da Savana (Cerrado) e da Floresta Seca.

A flora é composta por espécies de ampla distribuição. A maior contribuição vem do Cerrado, principalmente quanto a árvores e arbustos que ocupam áreas livres ou inundadas somente em anos de inundação muito grande, como pau-terra (*Qualea grandiflora* Mart.), lixeira (*Curatella americana* L.) e timbó (*Magonia pubescens* A. St.-Hil.). Outras contribuições vêm do Chaco, que se estende da Bolívia ao Paraguai e adentra o Pantanal, como o carandá (*Copernicia alba* Morong). Da Bacia Amazônica ocorrem aquelas consideradas tolerantes à inundação, por exemplo, a pimenteira (*Leptobalanus parvifolius* (Huber) Sothers & Prance), o novateiro (*Triplaris americana* L.) e a fruta-de-pacu (*Pouteria glomerata* (Miq.) Radlk.). A Floresta Seca Chiquitana e as Florestas Decíduas e Semidecíduas brasileiras trazem espécies como o ipê-branco (*Tabebuia roseoalba* (Ridl.) Sandwith) e o ipê-roxo (*Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos). A Floresta Atlântica não tem participação alguma, a não ser, talvez, com as espécies *Zygia latifolia* var. *communis* Barneby & J.W. Grimes e *Myrcia neolucida* A.R. Lourenço & E. Lucas (Graziela Maciel Barroso, com. pes.). Entre as espécies de ampla distribuição estão: aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms), orelha-de-onça (*Salvinia auriculata* Aubl.) e guanandi (*Calophyllum brasiliense* Cambess.).

Nunes da Cunha e Junk (2001) verificaram para o Pantanal que determinadas espécies de plantas têm preferências quanto à localização no gradiente de inundação. Os ambientes são complexos e essas espécies possuem habilidades para tolerar todas as especificidades do ambiente. Determinadas características abióticas, entre elas o tipo de solo e grau de umidade, parecem exercer influência sobre a distribuição dos táxons nos macro-hábitats. Entre as várias formas de vegetação que ocorrem no Pantanal, muitas recorrem constantemente a estandes bem similares e podem ser agrupadas em tipos ou comunidades.

4.1 Algas

As algas ocorrem no Pantanal como perifíton em cima de raízes, troncos e macrófitas, como fitoplâncton em lagos e rios, e na forma intermediária de ambos os tipos, como metafíton, ou seja, conglomerados de algas, principalmente desmídias e diatomáceas, aderidas a um substrato orgânico ou inorgânico (Adler, 2002). Essa microbiota algal pode ser denominada epilítica e epifítica, para a comunidade de algas que vivem sobre substrato rochoso e na superfície de plantas ou macroalgas, respectivamente (Burliga & Schwarzbald, 2013).

Apesar da importância das algas e da diversidade de macro-hábitats, pouco se sabe sobre a composição taxonômica, ecológica e distribuição geográfica dos organismos fitoplanctônicos, perifíticos e metafíticos nos ambientes aquáticos do Pantanal (Loverde-Oliveira *et al.*, 2011). Os dados publicados apontam que a maioria dos táxons fitoplanctônicos são cosmopolitas com tendência à ocorrência de espécies similares a outros sistemas brasileiros sujeitos a inundações periódicas.

Tem sido documentada reduzida variação florística em nível de classe, em geral, as maiores contribuições para a riqueza de espécies são determinadas por Chlorophyceae e Zygnemaphyceae, descritas como as responsáveis pela maior biodiversidade de algas fitoplanctônicas no Pantanal (Loverde-Oliveira *et al.*, 2011; Freitas e Loverde-Oliveira, 2013), seguidas por Bacillariophyceae, Cyanobacterias e Euglenophyceae, além de Oedogoniophyceae, entre as algas perifíticas.

O inventário realizado sobre as espécies descritas taxonomicamente para o Pantanal apontou 640 táxons fitoplanctônicos e perifíticos nos diferentes sistemas aquáticos (rios, lagos, caixas de empréstimo) e períodos hidrológicos do Pantanal (Loverde-Oliveira *et al.*, 2011). Já a síntese dos dados sobre a ocorrência de espécies fitoplanctônicas no estado de Mato Grosso do Sul elaborada por Silva e Godoy (2018), com base na revisão de trabalhos publicados até 2014, indicou uma biodiversidade de 339 espécies e 190 identificados em nível de gênero, sendo entre estes táxons registradas 197 espécies para a Bacia do Alto Rio Paraguai.

Frequentemente têm sido destacados como gêneros comuns do fitoplâncton: *Scenedesmus*, *Crucigenia* (clorofíceas); *Closterium*, *Cosmarium*, *Staurastrum* (zignemafíceas); *Aulacoseira*, *Eunotia*, *Fragillaria* (diatomáceas); *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Planktolyngbya*, *Microcystis*, *Merismopedia* (Cianobacterias); *Euglena* e *Phacus* (euglenoides). Entre as desmídias perifíticas associadas às macrófitas aquáticas, foi apontada por Camargo *et al.* (2009) a ocorrência dos gêneros: *Cosmarium*, *Euastrum*, *Bambusina*, *Closterium*, *Hyalothea*, *Micrasterias*, *Octacanthium*, *Onychonema*, *Pleurotaenium*, *Staurastrum*, *Staurodesmus*, *Teilingia* e *Xanthidium*.

Sabe-se que, para o Pantanal, quatro novas espécies de diatomáceas foram descritas por Tremarin *et al.* (2014) para o fitoplâncton (*Aulacoseira minuscula* Tremarin, Torgan & T. Ludwig, *A. pantanalensis* Tremarin, Torgan & T. Ludwig, *A. samariana* Tremarin, Torgan & T. Ludwig e *A. simoniae* Tremarin, Torgan & T. Ludwig) e quatro novas espécies de diatomáceas para ambientes perifíticos (*Dorofeyukea bahlsii* sp., *D. bodoquenensis* sp., *D. calcarea* sp., e *D. pantanalensis* sp.) descritas por Tusset *et al.* (2023).

4.2 Plantas Superiores

Até o momento, 144 famílias de fanerófitas estão descritas para o Pantanal (Pott & Pott, 1996, 1997), das quais, 104 são exclusivamente terrestres, 21 são exclusivamente aquáticas e 19 incluem espécies terrestres e aquáticas. O número total de espécies registradas é de 1.903, com 247 espécies consideradas macrófitas ou hidrófitas aquáticas e 1.656 espécies terrestres (Pott & Pott, 2000). Considerando que nem todas as partes do Pantanal foram amostradas adequadamente, o número total de espécies pode subir para cerca de 2.000.

Dentre as espécies terrestres, 900 compreendem espécies de gramíneas (31%), ervas (51%), trepadeiras (15%), epífitas (1,2%) e parasitas (1,8%) e 756 espécies são plantas lenhosas (arbustos, subarbustos, árvores, lianas e palmeiras). Cerca de 60% das plantas

lenhosas pertencem à categoria de arbustos e árvores pequenas com até 10m de altura, 29% são árvores altas e 9% são cipós. As palmeiras representam uma pequena porção de 0,2%. Não existem espécies endêmicas de árvores no Pantanal.

Segundo Pott e Pott (2021), *Arachis appressipila* Krapov. & W.C.Greg., *Arachis hoehnei* Krapov. & W.C.Greg., *Arachis linearifolia* Valls *et al.*, *Arachis valida* Krapov. & W.C.Greg., *Arachis vallsii* Krapov. & W.C.Greg., *Axonopus fusiformis* Valls & A.D. Silveira, *Euploca pottii* J.I.M.Melo & Semir, *Ipomoea pantanalensis* J.R.I. Wood & Urbanetz e *Stilpnopappus pantanalensis* H.Rob. são endêmicas.

A ocorrência comum de cactos (*Cereus phatnospermus* K. Schum., *Cereus hildmannianus* K. Schum., *Harrisia balansae* (K.Schum.) N.P. Taylor & Zappi, *Opuntia elata* Salm-Dyck, *Opuntia retrorsa* Speg., *Pereskia sacharosa* Griseb.) e o baixo número de epífitas apontam para o clima seco periodicamente pronunciado.

Os mapas de vegetação do Pantanal não demonstram a verdadeira natureza da sua cobertura vegetal, visto que, em geral, a apresentam como a de um ecossistema terrestre. Uma análise pormenorizada mostra que uma grande parte da vegetação considerada terrestre tem adaptações para sobreviver em condições de inundação periódica. De 85 espécies de árvores estudadas, 26 ocorrem somente nos macro-habitats permanentemente terrestres. Algumas espécies são restritas aos macro-habitats predominantemente aquáticos. Um número considerável, cerca de 25% das espécies, ocorre ao longo do gradiente inteiro, mostrando uma plasticidade fisiológica muito grande (Nunes da Cunha e Junk, 1999). Se extrapolarmos esse número para o total das árvores do Pantanal, isso significaria que a grande maioria das espécies apresentariam diferentes graus de tolerância a inundações. Similar comportamento é descrito para plantas herbáceas (Junk *et al.*, 2006). Pode-se notar que ainda há muito o que se estudar e o preenchimento dessas lacunas de conhecimentos pode ser muito otimizado com a utilização do conceito de macro-habitats, bastante adequado a esse tipo de ecossistema.

4.3 Macrófitas Aquáticas e Palustres

O número de espécies de macrófitas aquáticas e de anfíbias tem sido alterado frequentemente: Pott e Pott (1997) estimaram 280 espécies e, na recente revisão, citam 533 espécies (Pott & Pott, 2021). O conceito de espécies de plantas aquáticas, segundo Pott e Pott (2021), não está claro. No entanto, Junk *et al.* (2023,) já elaboraram uma visão na qual informam que, em 1909, Warming constatou “[...] não há um limite bem definido entre plantas de pântanos e plantas terrestres [...] esta zona (pantanosa) representa uma transição gradual de condições terrestres para lacustres [...] e é impossível estabelecer qualquer diferença clara entre uma floresta de pântano e uma floresta de terra firme [...]”. Weaver e Clements (1929) constataam que “[...] plantas anfíbias têm uma ampla faixa para se ajustar e podem crescer por certos períodos como mesófitas ou parcialmente submersas [elas são] as menos especializadas das plantas aquáticas”.

Junk *et al.* (2023) propõem uma ampliação da definição geral das macrófitas aquáticas de Weaver e Clements (1938) da seguinte forma (modificação sublinhada): “Hidrófitas são plantas herbáceas e lenhosas que crescem na água, ou em solos cobertos com água ou normalmente saturados com água”.

A maior diversidade de plantas superiores encontra-se em AUs sujeitas ao pulso de inundação, porque ali se encontram macro-hábitats permanentemente aquáticos - como lagos e canais de rios -, áreas pantanosas, áreas periodicamente inundadas e áreas permanentemente terrestres. As plantas superiores podem ser divididas em nove grandes grupos (Junk *et al.*, 2023).

1. Algas.
2. Macrófitas aquáticas e palustres herbáceas, que crescem em macro-hábitats permanente ou periodicamente aquáticos.
3. Plantas herbáceas e lenhosas, que crescem em macro-hábitats palustres, incluindo também as espécies crescendo em cima de ilhas flutuantes de matéria orgânica (embalsadas, batumes e matupás).
4. Trepadeiras herbáceas crescendo em áreas periodicamente inundadas, com raízes no sedimento, espalhando-se nos arbustos e árvores.
5. Plantas herbáceas terrestres que crescem em macro-hábitats periodicamente inundados.
6. Plantas herbáceas terrestres que crescem em macro-hábitats permanentemente terrestres.
7. Plantas lenhosas que crescem em macro-hábitats periodicamente inundados.
8. Plantas lenhosas que crescem em macro-hábitats permanentemente terrestres.
9. Epífitas “senso estrito” (orquídeas, bromélias, pteridófitas, etc.) que crescem nas copas das árvores, sem influência direta das condições hidrológicas locais.

Muitas espécies possuem uma grande área de distribuição na América Central e do Sul; algumas são pantrópicas, como *Ceratophyllum demersum* L., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia auriculata* Aubl.

4.4 Formações Monodominantes

Uma característica do Pantanal é a grande ocorrência de formações monodominantes (p. ex., Allem & Valls, 1987; Adámoli & Pott, 1999; Pott & Pott, 2000; Damasceno-Junior *et al.*, 2021), tais como:

1. **aquáticas:** arrozal (*Oryza* spp.), caetezal (*Thalia geniculata* L.), camalote (*Eichhornia* spp., *Pontederia* spp.), pirizal (*Cyperus giganteus* Vahl), taboal (*Typha domingensis* Pers.);
2. **pioneiras:** abobral (*Erythrina fusca* Lour.), cambarazal (*Vochysia divergens* Pohl), canjiqueiral (*Byrsonima cydoniifolia* A.Juss.), carandazal (*Copernicia alba* Morong), caronal (*Elionurus muticus* (Spreng.) Kuntze), carvoeiro (*Callisthene fasciculata*

- Mart.), espinheiral (*Byttneria /Mimosa*), lixeiral (*Curatella americana* L.), pacoval (*Heliconia marginata* (Griggs) Pittier), paratudal (*Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore), pimenteiral (*Leptobalanus parvifolius* (Huber) Sothers & Prance), pindaival (*Xylopia aromática* (Lam.) Mart.), piuval (*Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos), pombeiro (*Combretum lanceolatum* Pohl ex Eichler);
- 3. não inundáveis:** acurizal (*Attalea phalerata* Mart. ex Spreng.), babaçual (*Attalea speciosa* Mart. ex Spreng.).

4.5 Espécies Invasoras Exóticas e Ervas Daninhas Ambientais

As gramíneas *Cynodon dactylon* (L.) Pers. (África ou Indo-Malásia), *Eleusine indica* (L.) Gaertn. (provavelmente Sudeste da Ásia), *Dactyloctenium aegyptium* (L.) Willd. (África), *Panicum repens* L. (Austrália), a erva *Sphenoclea zeylanica* Gaertn. (África) e a árvore *Albizia lebbek* (L.) Benth. (sudeste asiático) são comuns, mas não criam problemas para a fauna e flora nativas. Duas gramíneas africanas, *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf e *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L. Jacobs, foram introduzidas em áreas altas para melhorar a pastagem, mas ambas as espécies são pouco tolerantes a inundações. Existe uma preocupação crescente com *Urochloa subquadrifida* (Trin.) R.D. Webster e *Urochloa arrecta* (Hack. ex T. Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga (braquiária-d'água), capins agressivos do pantanal do velho mundo, que foram introduzidos há alguns anos e estão se espalhando agora em algumas partes do Pantanal perto do Parque Nacional do Pantanal (Pott *et al.*, 2001).

Um ponto importante de preocupação dos pecuaristas locais é a disseminação indesejada de plantas nativas em pastagens, como a erva *Ipomoea carnea* subsp. *fistulosa* (Mart. ex Choisy) D.F. Austin (algodão-bravo) e as árvores *Vochysia divergens* Pohl (cambará), *Combretum lanceolatum* Pohl ex Eichler, *Combretum laxum* Jacq. (pombeiros), *Sphinctanthus microphyllus* K. Schum. (rebenta-laço), *Mimosa pigra* L. (espinheiro), *Byrsonima cydoniifolia* A. Juss. (canjiqueira), *Vernonanthura brasiliensis* (L.) H. Rob. (assa-peixe), *Leptobalanus parvifolius* (Huber) Sothers & Prance (pimenteira) e *Couepia uiti* (Mart. & Zucc.) Benth. ex Hook.f. (pateiro). Vários autores especulam sobre os motivos da disseminação dessas espécies, como o excesso de pastejo pelo gado, mudanças em larga escala nas condições ambientais ou mudanças no clima global, no entanto, sem dados.

5. BIODIVERSIDADE ANIMAL

Em 2019, Tomas *et al.* já haviam registrado uma biodiversidade significativa para o Pantanal, descrevendo a ocorrência de mais de 580 espécies de aves (Tubelis & Tomas, 2003; Nunes, 2011), 271 espécies de peixes (Britski *et al.*, 1999; Souza *et al.*, 2017), 174 espécies de mamíferos (Tomas *et al.*, 2011), 131 espécies de répteis (Ferreira *et al.*, 2017) e 57 espécies de anfíbios (Strüssmann *et al.*, 2007; Piva *et al.* 2017; Sousa *et al.*, 2017).

Entretanto, considerando toda a Bacia do Alto Paraguai (BAP), estudos mais recentes registram 386 espécies de peixes, 89 (+ 24) espécies de anfíbios, 200 répteis, 766 aves (617 na planície de inundação) e 204 mamíferos, além de incontáveis espécies de invertebrados terrestres e aquáticos. As borboletas (ordem Lepidoptera) englobam mais de 500 espécies na planície alagável (Brown-Júnior, 1986).

5.1 Artrópodes Terrestres

Por se tratar do maior Filo animal existente e os desafios taxonômicos decorrentes que representa, não é possível estabelecer número de espécies, gêneros ou até famílias. O que se tem são estudos pontuais que indicam a presença dos seguintes taxa: Collembola, Formicidae, Coleoptera, Psocoptera, Thysanoptera, Homoptera, Heteroptera, Diptera, Isoptera, Chilopoda, Polydesmidae, Araneae, Opiliones, Acari e Pseudoscorpiones (Junk *et al.*, 2006). Especial atenção é dada aos campos de murunduns - macro-hábitat muito característico que cobre grandes áreas e ocorre em todas as savanas periodicamente alagáveis do Brasil, compostos por morros de cupins que formam ilhas não inundadas em campos inundáveis, cobertos por vegetação terrestre lenhosa e herbácea (Paulino *et al.*, 2015), que representam importantes refúgios para animais terrestres durante os períodos de inundação e, possivelmente, durante os eventos de incêndio.

5.2 Invertebrados Aquáticos

A riqueza de espécies de invertebrados bentônicos também está longe de ser conhecida. Até o momento, pode-se falar, entre os não artrópodes e a partir de estudos em vários tipos de habitats, em 55 espécies de ciliados, 97 amebas, 344 rotíferos, 6 gastrotricha, 37 oligochaetas, 94 cladocera, 35 copepoda, 15 ostracoda, 246 testaceae, 5 gastrópodes e 23 bivalves (Marchese *et al.*, 2005; Junk *et al.*, 2006; Brandorff *et al.*, 2011, Wantzen *et al.*, 2011). A única espécie endêmica descrita até o momento é o copépode *Argyrodiaptomus nhumirim* (Reid, 1997).

5.3 Peixes

Publicação recente de Gimênes-Junior e Rech (2022), resultado de quase 70 expedições pelo Pantanal, majoritariamente concentradas no Mato Grosso do Sul, registrou um aumento de 123 espécies na lista de espécies da ictiofauna, das quais 50 são novas e estão em processo de descrição, perfazendo atualmente um total de 386 espécies registradas para toda a Bacia do Alto Paraguai (BAP). Ao todo, o estudo descreve a presença de 16 famílias, pertencentes a 12 ordens de três classes. Aponta também a presença de nove espécies exóticas e duas híbridas, resultantes da ação antrópica, intencional ou imprudente.

Apesar da importância da ictiofauna em áreas tão distintas e de inegável impacto econômico, como segurança alimentar, pesca de subsistência, piscicultura, aquarofilia, lazer, ecoturismo, valoração cultural, restauração emocional e inspiração estética e o próprio funcionamento de ecossistemas aquáticos, esse estudo aponta que os peixes do Pantanal continuam relativamente desconhecidos (Sabino, 2022).

As grandes migrações de desova (piracema) ocorrem para as espécies *Pseudoplatystoma corruscans*, *P. fasciatum*, *Paulicea luetkeni*, *Sorubim lima*, *Hemisorubim platyrhynchos*, *Piaractus mesopotamicus*, *Brycon hilarii*, *Megaleporinus macrocephalus* e *Prochilodus lineatus*.

Existem três grupos distintos de pescadores, de acordo com Silva (1986), os Pescadores Profissionais, que se dedicam à pesca como profissão; os de Subsistência, que pescam para sua própria subsistência, ocasionalmente vendendo parte de sua captura a vizinhos ou outros pescadores; e os Ocasionais, que têm outras fontes de subsistência e pescam apenas quando há uma grande quantidade de peixes nos rios. A análise do desembarque de pescado na bacia do rio Cuiabá nos anos 2000 e 2001 mostra que a pesca se concentra em espécies migradoras, como o pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), cachara (*P. fasciatum*), jaú (*Paulicea luetkeni*), além de pacu (*Piaractus mesopotamicus*), piraputanga (*Brycon microlepis*), piavuçu (*Leporinus macrocephalus*) e dourado (*Salminus brasiliensis*) (Mateus *et al.*, 2004). Medina de Campos *et al.* (2020) mostram o potencial de impacto se todas as 104 barragens propostas foram construídas nos rios da BAP, cerca de 25% a 32% do sistema fluvial será bloqueado para a migração dos peixes. As sub-bacias do Rio Cuiabá serão as mais impactadas, cada uma com mais de 70% dos seus rios bloqueados.

Na contramão da ciência, o Projeto de Lei (PL) 1363/23 pode levar pescadores do Pantanal à situação de vulnerabilidade social (Penha *et al.*, 2023). Esse projeto de lei proíbe pescadores de transportarem e venderem pescado por cinco anos. No entanto, a comunidade científica mostra que o declínio do pescado em Mato Grosso é resultado da convergência dos impactos socioambientais de projetos de exploração de energia, desmatamento, mineração, lançamento de poluentes e pesca predatória.

5.4 Anfíbios e Répteis

A riqueza de anfíbios para a BAP pode atingir a marca de 113 espécies, das quais 89 já foram identificadas em nível de espécie e 24 ‘entidades’ apresentam algum grau de incerteza taxonômica (identificações de espécies incluindo “aff.”, “gr.”, “cf.”, e “sp.”; Neves *et al.*, 2020). Quanto aos répteis, aponta-se uma riqueza de, pelo menos, 200 espécies (Strüssmann *et al.*, 2011), das quais pelo menos uma, a lagartixa doméstica, é exótica (*Hemidactylus mabouia*).

De toda a herpetofauna pantaneira, a espécie mais conhecida é *Caiman yacare*, cujos ninhos localizados em habitats florestais são menos propensos aos efeitos negativos causados por grandes enchentes. Entretanto, a destruição desses habitats pela ação antrópica – seja por incêndios ou pela substituição para a formação de pasto com a introdução de gramíneas exóticas – pode afetar a manutenção das populações da espécie (Strüssmann *et al.*, 2011).

5.5 Aves

Considerando toda a BAP, as revisões apontam para um total de 766 espécies de aves, das quais a maioria é de hábito terrestre e 64 são associadas a ambientes aquáticos; nenhuma delas é considerada endêmica (Junk *et al.*, 2006). Para a planície de inundação do

Pantanal, a avifauna é composta por um total de 617 espécies, das quais 571 (92%) possuem registros comprobatórios de ocorrência e 46 ainda carecem de documentação (Nunes *et al.*, 2021). Estudo realizado na região norte da planície pantaneira classifica, em termos de padrões de uso de habitats, 52,8% das aves como generalistas totais de habitat, 19,2% como generalistas florestais e 8,9% como especialistas em habitats alagados (os 19,1% restantes compreendem categorias de uso marginais ou com dados insuficientes; Pinho *et al.*, 2017). Esse mesmo estudo aponta que cerca de metade das espécies registradas apresentava algum comportamento migratório: 56,5% das espécies foram classificadas como residentes, 13,1% como migrantes de vazante-seca, 5,1 % como migrantes de inverno (vazante), 3,7% como migrantes de reprodução (seca), 3,7% como migrantes de verão (seca-cheia), 3,7% como migrantes de cheia, 1,4% como migrantes de cheia-vazante e 12,6% como espécies incomuns.

As aves migratórias (n = 183) - 76,5% austrais, que se deslocam do Sul para o Brasil Central e Amazônia, e 23,5% do Norte - são importantes agentes de dispersão de patógenos entre os dois continentes. No que diz respeito à conservação, 25 espécies estão incluídas em alguma categoria de ameaça nas listas de espécies ameaçadas de extinção global (Nunes *et al.*, 2021).

5.6 Mamíferos

O conhecimento sobre a mastofauna pantaneira foi alvo de recente revisão e atualmente podemos falar em 204 espécies para a BAP. São 24 da Ordem Didelphimorphia (Antunes *et al.*, 2022a), duas da Ordem Pilosa e seis da Ordem Cingulata (Desbiez *et al.*, 2022), 93 Chiroptera (Fischer *et al.*, 2022), 21 da Ordem Carnivora (5 Canidae, 3 Procyonidae, 5 Mustelidae e 8 Felidae; Rodrigues *et al.*, 2005), uma Perissodactyla e seis Artiodactyla (Keuroghlian *et al.*, 2022), oito Primates (Tomas *et al.*, 2022a), uma Lagomorpha e 42 espécies da Ordem Rodentia (Antunes *et al.*, 2022b).

De modo geral, não se pode falar em endemismos para a mastofauna da BAP, mas essa informação pode ser alterada ante o aprofundamento dos estudos, especialmente com os grupos de pequenos mamíferos (marsupiais, roedores e morcegos), notadamente mais especiosos e de identificação mais desafiadora: *Akodon kadiweu* (Brandão *et al.*, 2021) é uma espécie de cricetídeo recentemente descrita, cuja única localidade de ocorrência conhecida é o Parque Nacional da Serra da Bodoquena, na bacia do Rio Miranda.

5.7 Espécies importantes para a conservação

Dentre os invertebrados, os bivalves são os mais ameaçados e sofrem estresse adicional pela poluição por metais pesados (Callil & Junk, 2001) e pela invasão de mexilhões-dourados (*Limnoperna fortunei*, Mytilidae) que se fixam nas conchas dos bivalves nativos e com eles competem pelo plâncton (Wantzen *et al.*, 2011).

Os fatores que ameaçam a ictiofauna pantaneira não diferem muito daqueles que ameaçam universalmente a biodiversidade do planeta: a perda de habitats, aqui decor-

rente de instalações de pequenas centrais elétricas ou do desmatamento - tanto em regiões de cabeceiras no planalto, como de matas ciliares -, a contaminação das águas (agrotóxicos e mineração), a introdução de espécies não nativas e híbridas (oito e duas, respectivamente; Gimênes-Junior & Rech, 2022; Sabino, 2022) e a superexploração do recurso pesqueiro, concentrada principalmente na pesca para alimentação das espécies carnívoras *Pseudoplatystoma corruscans*, *P. fasciatum*, *Paulicea luetkeni*, *Sorubim lima*, *Hemisorubim platyrhynchos*, *Pygocentrus nattereri*, *Hoplias malabaricus*, das espécies onívoras/frugívoras *Piaractus mesopotamicus* e *Brycon hilarii* e dos peixes pequenos, como os gymnotídeos e synbranchídeos, que são usados como iscas vivas (Mateus *et al.*, 2004).

De modo geral, a herpetofauna também responde negativamente à perda de hábitat e às alterações no pulso de inundação. Entre os anfíbios da BAP, o status de conservação de ‘menor preocupação’ predomina (*Least Concern* - LC; IUCN, 2021), mas a maioria das espécies é dependente de habitats aquáticos e/ou lênticos e/ou em áreas abertas e/ou para a deposição de ovos (Neves *et al.*, 2020). Para os répteis, a inundação anual impulsiona diretamente a diversidade de serpentes e o preditor mais importante da diversidade beta entre comunidades de serpentes na BAP foi a cobertura florestal (Piatti *et al.*, 2019). Assim, tanto a alteração de habitats na planície (florestal ou aberto, sujeitos ou não à inundação), como a mudança na intensidade do regime de inundações podem afetar drasticamente a herpetofauna pantaneira, cujas gêneses podem ter origem mais proximal, como a degradação das regiões de cabeceiras dos rios da BAP (planalto), e/ou mais distal, como o desmatamento na Floresta Amazônica, forte promotora do regime de chuvas no Pantanal (Nobre, 2014).

Vinte e cinco espécies da avifauna da BAP estão incluídas em alguma categoria de ameaça, conforme listas vermelhas mundial (GL - BirdLife International, 2020) ou nacional (BL-ICMBio, 2014; Nunes *et al.*, 2021): *Numerius borealis* (maçarico-esquimó) – criticamente ameaçada/provavelmente extinta (GL); *Calidris canutus* (maçarico-de-papo-vermelho) - criticamente ameaçada (BL); *C. pusila* (maçarico-rasteirinho) – em perigo (BL); *Urubutinga coronata* (águia-cinzenta) – em perigo (GL/BL); *Pteroglossus bitorquatus* (araçari-de-pescoço-vermelho) – em perigo (GL); *Sporophila maximiliani* (bicudo) - criticamente ameaçada (BL); *S. palustris* (caboclinho-de-papo-branco) e *S. iberaensis* (caboclinho-do-pantanal) – em perigo (GL).

Considerando que quase 30% da avifauna registrada no Pantanal exibe algum tipo de movimento migratório (intra ou intercontinental), a conservação dos macro-habitats dos quais fazem uso é crucial para a conservação das 183 espécies de aves que visitam a região, onde encontram alimentação e a perspectiva de continuidade do seu ciclo de vida.

O status de conservação de mamíferos de pequeno porte, terrestres e voadores, majoritariamente enquadra as espécies na categoria de ‘menor preocupação’ (LC). Em decorrência de revisões e revalidações taxonômicas constantes, quase 12% das espécies configuram como ‘deficiente de dados’ (DD). Dentre as espécies ameaçadas, na categoria ‘em perigo’ (EN) encontram-se o morcego *Lonchophylla dekeyseri* e o marsupial *Thylamys*

macrurus (ICMBio, 2018); com status de ‘vulnerável’ (VU), o marsupial *T. karimii*; e ‘quase ameaçados’ (NT), os morcegos *Vampyrus spectrum* e *Myotis ruber* (IUCN, 2021).

Com relação aos mamíferos de médio e grande porte, ameaças mais diretas incluem a perda e degradação de habitats, o fogo, a caça, conflitos com cães e colisão com veículos, em especial as populações de tatu-canastra (*Priodontes maximus*; ‘VU’), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*; ‘VU’), anta (*Tapirus terrestres*; ‘VU’), queixada (*Tayassu pecari*; ‘VU’), ariranha (*Pteronura brasiliensis*; ‘VU’), cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*; ‘VU’), veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*; ‘VU’), onça-pintada (*Panthera onca*; ‘VU’), onça-parda (*Puma concolor*; ‘VU’), gatos-do-mato (*Leopardus colocolo*, ‘VU’; *L. geoffroyi*, ‘VU’; *L. tigrinus*, ‘EN’; *L. wiedii*, ‘VU’), lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*; ‘VU’) e cachorro-do-mato-vinagre (*Speothos venaticus*; ‘VU’; ICMBio, 2018). Para as espécies de grande porte, além das ameaças já descritas, a vulnerabilidade aumenta considerando que, de modo geral, apresentam naturalmente baixa densidade populacional, gestação relativamente mais longa e, em alguns casos, menor número de filhotes por gestação e maior tempo de cuidado parental.

6. AMEAÇAS

O Pantanal enfrenta ameaças significativas, podendo ser tanto endógenas (dentro da própria região) quanto exógenas (originadas no planalto e na depressão; Nunes da Cunha *et al.*, 2020; Figura 10). O número e a diversidade dessas ameaças são fortemente influenciados por pressões políticas e econômicas, incluindo as demandas dos mercados de exportação. Em outras palavras, o Pantanal está inserido em uma complexa rede socioeconômica e política e as exigências relacionadas às *commodities* podem afetar diretamente os modos de vida das comunidades pantaneiras. Entre as múltiplas ameaças, destacam-se aquelas que têm o potencial de comprometer a natureza ecológica do Pantanal, como ocupação de áreas por cultivo de soja, construção de hidrovias, hidrelétricas, drenagens e barragens, entre outras.

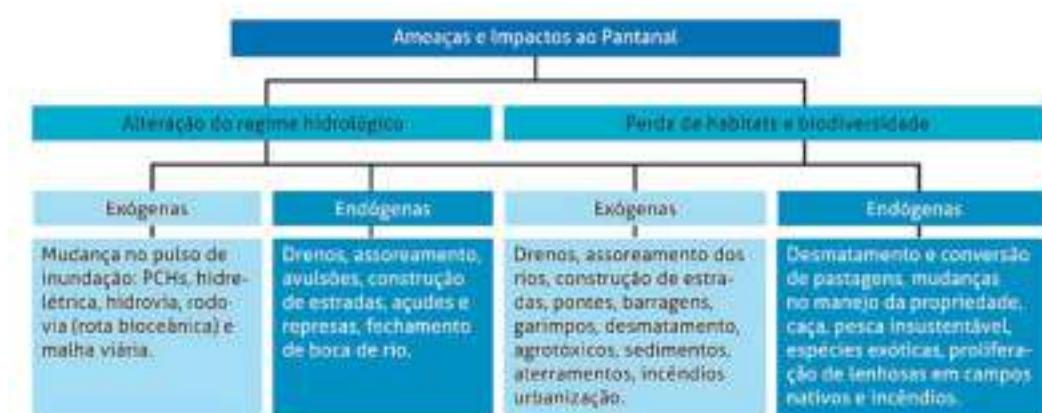


Figura 10. Ameaças endógenas e exógenas ao Pantanal. Fonte: Nunes da Cunha *et al.* (2020).

Nunes da Cunha *et al.* (2020), analisando a sinergia entre a dependência das águas do planalto para o Pantanal, apontam que das 25 pressões sobre as áreas úmidas (Figura 11), nove são consideradas impactos graves ao Pantanal e 13 ao Planalto; 16 são consideradas ameaças ao Pantanal e oito ao Planalto.

O problema central é a hidrologia do Pantanal, afetada principalmente pela construção da hidrovia, que tem impactos negativos diretos em cerca de 30% da área, além de possíveis impactos indiretos maiores. Outras atividades, como a construção de barragens nas cabeceiras dos afluentes e o aumento das estradas de acesso a fazendas, também comprometem a hidrologia local. A expansão do agronegócio e a contaminação das águas por defensivos agrícolas são preocupações adicionais. A mineração na região também gera impactos indiretos, embora estudos recentes sejam escassos. É necessária uma maior interação entre políticos, administradores, cientistas e a população local para buscar soluções sustentáveis e proteger a biodiversidade do Pantanal, bem como o bem-estar das comunidades locais.

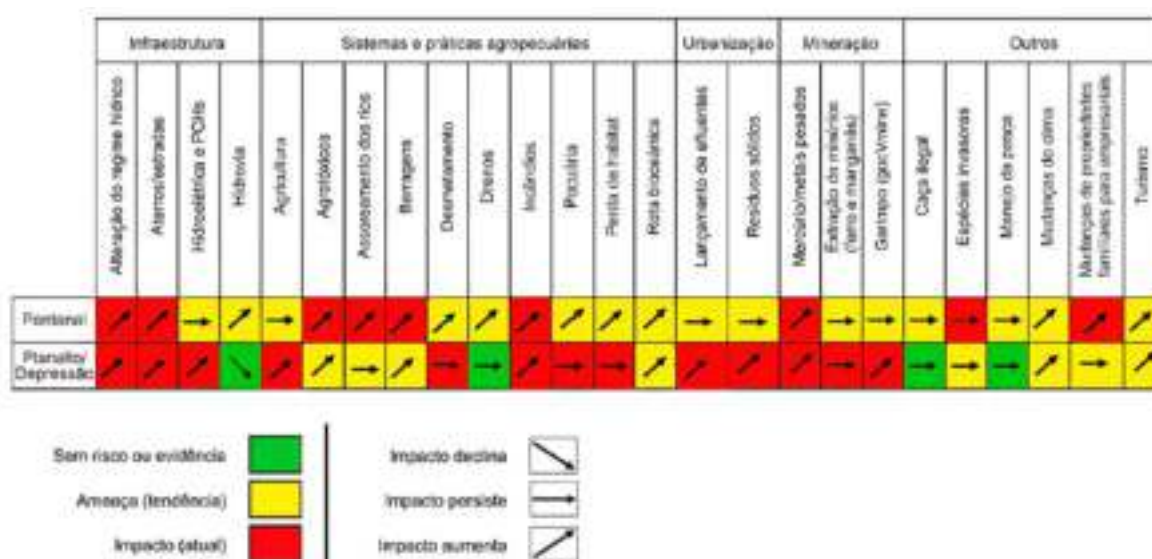


Figura 11. Evoluções qualitativas de pressões sobre as áreas úmidas. Fonte: Nunes da Cunha *et al.* (2020).

7. INTERDEPENDÊNCIA PANTANAL – PLANALTO

Nos últimos anos, vários estudos de diferentes áreas do conhecimento realizados no Pantanal observaram que a saúde dessa área tem sido afetada por práticas inadequadas, que causam mudanças negativas nesse ecossistema.

Os principais impulsionadores das mudanças do Pantanal vêm crescendo e continuam os mesmos. A Figura 12 evidencia a sinergia entre o Pantanal com a sua borda, os planaltos e depressões da Bacia do Alto Paraguai (BAP), em que o uso da terra vem sendo intensificado. As bacias dos rios tributários (afluentes), que drenam para o Pantanal, têm toda sua origem no planalto e atravessam áreas agrícolas; estas, que são associadas às características geomorfológicas da região, também são propícias à construção de hidroelétricas, responsáveis pela principal ameaça ao ecossistema.

A avaliação mais recente sobre o impacto da relação entre o planalto e a planície está contida em Roque *et al.* (2016). Aproximadamente 60% da vegetação de cerrado nos planaltos foi convertida em pastagens e áreas agrícolas, causando a intensificação do processo erosivo no planalto nos últimos 30 anos, que acelerou os processos de avulsão dos rios dentro da planície alagável, causando efeitos negativos na vegetação, na dinâmica da biodiversidade, nos processos ecossistêmicos e, conseqüentemente, na economia local (Assine *et al.*, 2005).

As mudanças no pulso de inundação - duração do regime de cheias e secas - causadas por hidroelétricas, além de terem alterado os padrões de biodiversidade, promovem alterações nos movimentos sazonais de peixes entre o planalto e as planícies, afetando a piracema (Medina de Campos *et al.*, 2020). A migração das aves também é afetada devido à perda de conectividade ecológica entre a planície e os planaltos.

Essas ameaças resultam da pressão econômica do agronegócio, do setor energético e da extração de minerais, que carecem de infraestrutura de escoamento. Por isso, a hidrovía no Rio Paraguai tem sido incentivada, com a via Bioceânica, e as tentativas de federalizar a Transpantaneira¹, e, com isso, permitir a interligação com o estado de Mato Grosso do Sul, servindo como mais uma via para o escoamento de commodities até o Rio Paraguai em Corumbá.

A necessidade de criar melhorias da infraestrutura do Pantanal é urgente, entretanto, isso não pode ser realizado de forma a causar impactos e externalidades em larga escala. Entendemos que existem muitas alternativas para construção de um futuro mais sustentável para a região por meio de fortalecimento de cadeias de valores baseadas na biodiversidade, ecoturismo e turismo de natureza, infraestruturas verdes, energias de baixo impacto, agregação de valor à pecuária orgânica e sustentável, pesca recreativa, pagamentos por serviços ecossistêmicos e negócios de carbono. Na prática, existem iniciativas em todas essas áreas no Pantanal, o desafio é ganhar escala.

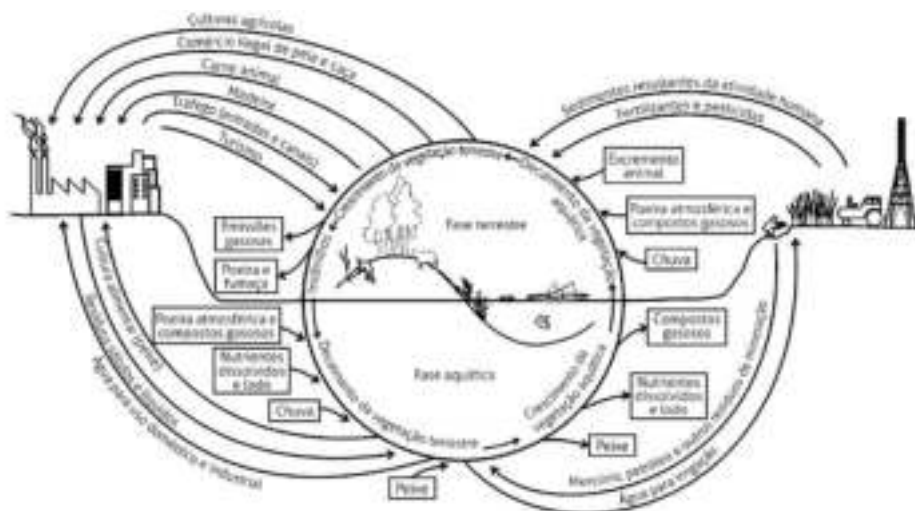


Figura 12. Ciclo de nutrientes e impactos humanos sobre o Pantanal. Sinergia planalto-Pantanal.
Fonte: Junk (2002), modificado por Nunes da Cunha e Junk (2020).

¹ Dois projetos de lei já foram apresentados à Câmara dos Deputados, com esse objetivo, sem sucesso.

8. POLÍTICAS PÚBLICAS

Em que pese à fragilidade do bioma e às ameaças que sobre ele incidem, agravadas pelo quadro de mudanças climáticas (Marengo *et al.*, 2015; 2021), é flagrante a inexistência de políticas públicas consistentes para uma gestão eficaz e eficiente do Pantanal, tanto no aspecto jurídico, como também administrativo e político, sobretudo que considerem sua característica como Área Úmida e enfrentem questões como vulnerabilidade, mitigação e adaptação às mudanças sociais e ambientais previstas para os próximos anos.

Um primeiro aspecto a considerar refere-se às limitações quanto ao marco regulatório. Embora considerado patrimônio nacional (art. 225, § 4º, da Constituição Federal de 1988) e, nessa condição, merecedor de tratamento condizente à sua relevância ecossistêmica (conforme interpretação do Supremo Tribunal Federal), esse preceito constitucional não tem sido adequadamente implementado pelo Estado brasileiro. Nesse sentido, a inexistência de uma lei nacional que proteja o Pantanal em suas especificidades cria um vácuo legislativo, agravado pela ausência de políticas públicas (federais, estaduais e municipais) concernentes à proteção desse bioma. O resultado desse quadro de insuficiência jurídico-institucional se traduz na crescente vulnerabilidade do Pantanal em face da degradação oriunda de diversas atividades econômicas insustentáveis.

A Lei Federal nº 9.433/1997, ao estabelecer a Política Nacional de Recursos Hídricos, também incide diretamente sobre o Pantanal no que concerne, por exemplo, à dominialidade dos corpos d'água, concessão de outorgas, instituição de bacias hidrográficas e elaboração de Planos de Recursos Hídricos, destacando-se, nesse aspecto, a aprovação do Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Rio Paraguai pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH).

A lei de proteção da vegetação nativa (Lei Federal 12.651/2012; Brasil, 2012), em seu art. 10, estabeleceu que os pantanais e planícies pantaneiras são Áreas de Uso Restrito, em que é permitido o uso ecologicamente sustentável. Portanto, todo o Pantanal é uma Área de Uso Restrito. No entanto, o Capítulo III dessa Lei, que trata das Áreas de Uso Restrito, apresenta uma definição de uso ecologicamente sustentável apenas para os salgados e apicuns, localizados na zona costeira. Desse modo, a lei federal não estabeleceu uma regra clara para salvaguardar as Áreas Úmidas, incluindo o Pantanal. O art. 10 também estabeleceu que novas supressões de vegetação nativa devem ter autorização prévia dos órgãos estaduais de meio ambiente. Contudo, a ausência de uma definição clara do que seria o uso restrito e ecologicamente sustentável forçou os estados de Mato Grosso do Sul e Mato Grosso a promulgarem decretos estaduais para regulamentar esse uso, devendo consultar as recomendações técnicas dos órgãos oficiais de pesquisa, conforme estabelecido na Lei 12.651/2012.

O estado de Mato Grosso estabeleceu a Política de Gestão e Proteção da Bacia do Alto Paraguai, visando à manutenção da sustentabilidade ambiental, econômica e social da região através da Lei nº 8.830/2008 (Mato Grosso, 2008). Essa lei define as Áreas de

Preservação Permanente (APP), as Áreas de Conservação Permanente e as restrições de uso na planície alagável da bacia. Seu conteúdo estabelece a proteção necessária para a planície pantaneira no estado de Mato Grosso, conferindo uma restrição de uso. Entre as restrições, é proibida a realização de quaisquer intervenções que alterem o fluxo livre da água, o que garante a manutenção desse processo ecológico chave para o Pantanal. Também é proibida a implantação de culturas agrícolas em larga escala, incluindo de cana, de usinas de álcool e açúcar, carvoarias e abatedouros no Pantanal. Além disso, a Lei 8.830/2008 permite uma supressão apenas parcial da vegetação nativa, exclusivamente nas Áreas de Conservação Permanente, mediante licenciamento prévio no órgão ambiental estadual.

Portanto, boa parte do conteúdo da Lei 8.830/2008 já estava em consonância com a restrição de uso estabelecida pela Lei Federal 12.651/2012. No entanto, a lei estadual precisava ser atualizada perante a lei federal, principalmente em relação às métricas de delimitação das APPs. Além disso, não havia um limite claro para a supressão da vegetação nativa fora das APPs. Desse modo, o governo de Mato Grosso estabeleceu um contrato de cooperação técnica com a Embrapa Pantanal, uma instituição oficial de pesquisa, para obter subsídios técnicos e científicos que embasassem as alterações da Lei 8.830/2008 e a sua regulamentação. Tais subsídios foram enviados pela Embrapa por meio de notas técnicas. As alterações foram previstas no PL 561/2022, aprovadas pela Assembleia Legislativa de Mato Grosso e sancionadas pelo governo do estado através da Lei 11.861/2022 (Mato Grosso, 2022). Entre as alterações sancionadas, estão: **i)** a proibição da implantação de projetos: agrícolas, exceto os de subsistência; da pecuária intensiva; de cultura em larga escala de soja; da instalação e funcionamento de pequenas centrais hidrelétricas e de mineração; **ii)** a necessidade de autorização prévia para o manejo da vegetação visando à restauração de ambientes campestres; e **iii)** o limite de até 40% da área total da propriedade rural para a implantação de pastagem cultivada para a realização da pecuária extensiva.

A regulamentação dessa lei ainda está sendo elaborada pela Secretaria de Estado e Meio Ambiente de Mato Grosso para ser publicada na forma de um decreto pelo governo. Tal regulamentação prevê aspectos previstos nas Notas Técnicas da Embrapa, mas que não puderam ser elaborados na forma de lei, tais como: a definição da exploração ecologicamente sustentável; a frequência e a época correta para a autorização de queima controlada para o manejo da vegetação nativa em áreas campestres ou savânicas, proibindo seu uso em áreas florestais; o detalhamento para a autorização das atividades de manejo da vegetação para a manutenção ou recuperação das áreas campestres ou savânicas; o limite de até 40% da área total da propriedade rural para a supressão de vegetação nativa, respeitando os limites estabelecidos para as Áreas de Preservação Permanente e de Reserva Legal (35% em cerrado e 80% em florestas) da Lei nº 12.651/2012 (Brasil, 2012); a proibição da supressão de vegetação nativa em corredores de biodiversidade e em seus remanescentes relevantes de vegetação nativa (Tomas *et al.*, 2022b), que estejam

eventualmente presentes no imóvel rural, visando à manutenção da conectividade da paisagem; e a localização das Áreas de Reserva Legal preferencialmente nos corredores de biodiversidade.

Já a porção do Pantanal localizada no estado de Mato Grosso do Sul é regulamentada pelo Decreto Estadual nº 14.273/2015, que dispõe sobre a Área de Uso Restrito da planície inundável do Pantanal e dá outras providências. O decreto considerou parte das recomendações da Embrapa Pantanal (Embrapa, 2013; Embrapa, 2014) e, também, um estudo denominado “Exploração ecologicamente sustentável do bioma Pantanal: uma análise econômica e social, de acordo com a Lei Federal nº 12.651/2012, Capítulo III e o art. 10”, realizado pelo Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada, da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), da Universidade de São Paulo (Mato Grosso do Sul, 2015). As atividades de manejo da vegetação nativa para a restauração das áreas campestres foram consideradas como de baixo impacto pelo Decreto 14.273/2015, estando dispensadas de autorização prévia. O art. 7º desse Decreto exclui das restrições de uso aqueles imóveis que, embora localizados no Pantanal, estejam livres dos efeitos do pulso de inundação e/ou apresentem unidades de paisagem diversas daquelas que caracterizam o bioma Pantanal. Para tanto, é preciso um laudo técnico no Cadastro Ambiental Rural para análise pelo órgão ambiental. No entanto, não há especificação de quais seriam essas áreas livres dos efeitos do pulso de inundação, nem tampouco de como seriam as paisagens que caracterizam o Pantanal nas definições do art. 2º do Decreto 14.273/2015. O art. 9º define que as áreas que contenham vegetação nativa de porte arbóreo sejam priorizadas para alocação das Áreas de Reserva Legal dos imóveis rurais, em detrimento das áreas de campo nativo. São proibidas intervenções que alterem o regime hidrológico na planície pantaneira. A supressão de vegetação nativa poderá ser realizada mediante autorização prévia do órgão ambiental estadual. O inciso I do § 1º do art. 14 permite a supressão de 50% das áreas com vegetação nativa de cerrado e de florestas, do total existente na propriedade. O inciso II do § 1º do art. 14 permite a supressão de 60% das áreas com formações campestres, do total dessas áreas existentes no imóvel. Os limites foram estabelecidos por fitofisionomia e não pela área total do imóvel, podendo alcançar mais de 40% da área total da propriedade rural em várias situações.

Embora se verifique uma certa compatibilidade entre as normas mato-grossense e sul-mato-grossense, não se pode negar que as discrepâncias existentes fragilizam e dificultam a proteção do bioma, sem mencionar os “retrocessos normativos” operados mediante normas infralegais, a exemplo da Resolução Consema-MT nº 45/2022, que regulamentou a implementação de drenos em áreas úmidas localizadas na porção mato-grossense do Pantanal.

Naturalmente, não se pode ignorar a existência de normas internacionais que podem, igualmente, ser empregadas no apoio às políticas públicas que visem à proteção do Pantanal. Destacam-se, nesse contexto, o Tratado da Bacia do Prata, a Convenção de Ramsar e a Convenção sobre Diversidade Biológica.

O Tratado da Bacia do Prata é um acordo internacional assinado em 1969 entre cinco países sul-americanos (Argentina, Bolívia, Brasil, Paraguai e Uruguai) que compartilham a Bacia do Prata, que tem como formadoras as bacias hidrográficas dos rios Paraguai e Paraná. Esse tratado tem como objetivo promover a cooperação entre os países signatários para a gestão sustentável e o uso equitativo dos recursos hídricos na região, reconhecendo a importância da conservação dos ecossistemas naturais na Bacia do Prata, incluindo o Pantanal, como um elemento essencial para a gestão sustentável dos recursos hídricos na região.

Outra norma internacional de grande relevância para a proteção do Pantanal é a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, também conhecida como Convenção de Ramsar. O Brasil é signatário dessa convenção desde 1993 (Decreto nº 1.905/1996) e o Pantanal é reconhecido como uma zona úmida de importância internacional desde 2000. A Convenção de Ramsar tem como objetivo promover a conservação e o uso sustentável de zonas úmidas em todo o mundo, implicando, para os países-membros, o compromisso de implementação de medidas para a conservação e uso racional dos recursos naturais, bem como a promoção da cooperação internacional para a proteção das Áreas Úmidas constantes da Lista de Ramsar, tal como o Pantanal.

A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), da qual o Brasil é signatário desde 1994 (Decreto nº 2.519/1998), também exerce um importante papel na proteção do Pantanal, na medida em que tem por objetivo conservar a diversidade biológica, o uso sustentável dos recursos naturais e a repartição justa e equitativa dos benefícios derivados do uso dos recursos genéticos. O Pantanal é reconhecido como uma área de grande biodiversidade e, nos termos da CDB, o Estado brasileiro deve implementar medidas de proteção da flora e da fauna pantaneiras, bem como garantir a participação das comunidades locais na tomada de decisões sobre o uso dos recursos naturais.

Outro relevante mecanismo jurídico internacional de proteção do Pantanal consiste na Rede Mundial de Reservas da Biosfera, implementada pela Unesco no âmbito do Programa O Homem e a Biosfera². As Reservas da Biosfera constituem espaços institucionalmente delimitados em que são desenvolvidos programas e ações com vistas ao progresso do conhecimento científico, ao desenvolvimento econômico e à preservação dos recursos naturais.

Cumpra assinalar que os documentos internacionais citados, embora de natureza principiológica, servem de apoio na interpretação das normas existentes com vistas à tutela jurídica de Áreas Úmidas, incluindo o Pantanal. Nesse sentido, recente decisão do Superior Tribunal de Justiça enfrenta esse quadro de atecnias e desproteção, lançando luzes sobre a tutela de Áreas Úmidas, destacando a aplicação da Convenção de Ramsar e a pertinência do princípio *in dubio pro natura* na conservação desses frágeis ecossistemas, conforme destacado em acórdão do Superior Tribunal de Justiça³:

2 O Pantanal é uma Reserva da Biosfera desde 2000.

3 Superior Tribunal de Justiça-STJ. REsp. n. 1.787.748/RS (2018/0323870-7). Relator: Min. Herman Benjamin. Recorrente:

Segundo a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional de 1971 (Convenção de Ramsar, promulgada pelo Decreto nº 1.905/1996), reconhecem-se “as funções ecológicas fundamentais das zonas úmidas enquanto reguladoras dos regimes de água e enquanto habitats de flora e fauna características, especialmente de aves aquáticas”. Tais áreas “constituem um recurso de grande valor econômico, cultural, científico e recreativo, cuja perda seria irreparável” (preâmbulo).

A lei de proteção da vegetação nativa (Lei Federal 12.651/2012), com atecnia legislativa, trata as zonas úmidas - *ope legis* do art. 4º, II, lago ou lagoa, que pode ser perene ou intermitente, rasa ou profunda –, ora como Área de Preservação Permanente administrativa (art. 6º, III e IX), ora como Área de Uso Restrito (art. 10). Qualquer que seja a classe em que se enquadre, o banhado está especialmente protegido, vedada sua destruição. Levando-se em conta que não se está diante de categorias que se separam claramente, preto no branco, apresentando-se mais como *continuum* entre ambientes aquáticos e terrestres, verdadeiras zonas de transição terrestre-aquáticas, conclui-se que as definições tendem a ser arbitrárias e, por isso, administrador e juiz devem empregar, no difícil processo de interpretação da norma e da realidade natural, o princípio *in dubio pro natura*, nos termos da jurisprudência do STJ.

Embora a Convenção de Ramsar possa ser empregada no apoio das normas federais e estaduais existentes, a inadequação dos textos legais e as insuficiências político-institucionais não podem justificar a desproteção de uma das mais relevantes Áreas Úmidas do planeta: a variabilidade de macro-habitats e a multifuncionalidade desses espaços no Pantanal exigem a elaboração de uma norma federal capaz de abranger suas peculiaridades ecológicas e socioambientais, assegurando o uso sábio e a perenidade desse bioma em prol das gerações presentes e futuras.

9. RECOMENDAÇÕES PARA A PROTEÇÃO E O MANEJO SUSTENTÁVEL DO PANTANAL

As ameaças que comprometem o Pantanal podem ser divididas em dois grupos: aqueles oriundos do planalto e da depressão e aqueles de dentro da própria planície. Além disso, existem pressões econômicas e políticas em nível nacional que também têm influência para o Pantanal, por exemplo, o preço da carne bovina, que força os fazendeiros a aumentarem a produção a custo de outros serviços ecossistêmicos importantes.

Abaixo apresentamos uma série de recomendações para a manutenção do caráter ecológico do Pantanal (estrutura e funcionamento) e dos seus serviços ecossistêmicos:

9.1 Ações no Planalto e Depressão que assegurem o funcionamento do Pantanal

Assub-regiões do Pantanal são afetadas de forma diferenciada devido às características abióticas, sociais e econômicas. Alguns impulsionadores significativos incluem alterações na hidrologia e no pulso de inundação, como hidrovias, hidrelétricas, PCHs e assoreamento. O planalto ao redor da planície inundável é interconectado e requer zoneamento socioeconômico ambiental distinto. Restrições claras devem ser estabelecidas para o uso das nascentes, áreas úmidas do planalto e a do Pantanal. Em face das mudanças climáticas, com previsões de redução da precipitação, aumento da temperatura média, períodos mais secos e ondas de calor mais frequentes, é essencial preservar a água na paisagem. Medidas que interceptem nascentes, riachos e corpos d'água devem ser proibidas para evitar consequências ecológicas, econômicas e sociais desastrosas.

- Orientar os pequenos produtores, chacareiros e fazendeiros sobre boas práticas de manejo em nascentes, pequenas e médias áreas úmidas, incentivando a implementação de práticas além das exigências legais.
- Promover a inclusão de assentados e territórios indígenas localizados nas regiões de nascentes em ações relacionadas ao emprego de REDD+⁴, além de integrar trabalhadores rurais extrativistas que dependem de atividades impactantes das áreas úmidas, como isqueiros e raizeiros, por meio da promoção de boas práticas que visem ao bem-estar ambiental e humano.
- Promover estratégias abrangentes para o manejo sustentável das áreas agropecuárias no planalto, visando controlar a erosão e reduzir a carga sedimentar dos rios. Além disso, implementar ações educativas para conscientizar sobre a importância da manutenção da migração de espécies de peixes e os impactos negativos, em caso de seu impedimento, na população, afetando a pesca e os ribeirinhos tradicionais. Buscar o engajamento do Estado e da sociedade brasileira na redução da exploração hidrelétrica dos rios do Pantanal que ainda não possuem barragens, considerando que um aproveitamento de 55% de seu potencial hidrelétrico já pode ser considerado elevado.
- Estabelecer espaços de diálogo entre diversos setores para implementar ações de restauração em larga escala, especialmente em áreas historicamente afetadas, como a Bacia do Taquari, as nascentes dos rios Cuiabá, Jauru, São Lourenço, entre outros.
- Apoiar decisões estruturadas sobre o uso da terra no Planalto e Depressão, visando evitar a perda crítica de vegetação ainda existente, promovendo ações de proteção da vegetação natural remanescente, preservando a função das “torres de água” que abastecem o Pantanal.

4 REDD+ é um incentivo desenvolvido no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) para recompensar financeiramente países em desenvolvimento por seus resultados de Redução de Emissões de gases de efeito estufa provenientes do Desmatamento e da Degradação florestal, considerando o papel da conservação de estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono florestal (+). (Fonte: MMA).

- Incentivar a busca de alternativas e regulamentações para combater o uso abusivo e o manejo inadequado de pesticidas e promover diálogos com a população da BAP para conscientizá-la sobre os potenciais riscos do uso de água contaminada por agrotóxicos.
- Apoiar ações para proteção integral das Áreas Úmidas da BAP, promotoras e reconhecidas pela ciência como reservatórios de carbono, inclusive no contexto de mercado de carbono.
- Orientar/capacitar os proprietários para o aproveitamento das oportunidades do mercado de carbono para geração de renda com atividade de proteção em substituição de práticas insustentáveis.
- Estabelecer uma rede de monitoramento sobre a qualidade da água a jusante e a montante dos represamentos para avaliar o impacto dos garimpos, das caixas de rejeitos sobre as áreas úmidas, nascentes e rios na Depressão da BAP.
- Avaliar o impacto na identidade sociocultural das comunidades rurais afetadas pelo garimpo, avaliando os custos-benefícios/ética-cultural.
- Avaliar de forma integrada os impactos da Rota Bioceânica, incluindo efeitos sociais, econômicos e ecológicos, garantindo ações de mitigação, adaptação e compensação quando cabíveis às comunidades e regiões afetadas, incluindo um programa de monitoramento adaptativo de longo prazo.

Propõe-se:

- Incluir as Áreas Úmidas na política de gestão de bacias hidrográficas, promovendo uma abordagem ecossistêmica.
- Recomendar e promover ações de política pública para a restauração das zonas úmidas da BAP, englobando o gerenciamento, monitoramento, restauração e busca de recursos financeiros oficiais. Além disso, fomentar a gestão participativa dos recursos hídricos por meio do apoio aos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) da BAP.

9.2 Ações dentro do Pantanal

- Elaborar um marco legal para uma política pública, com foco na manutenção do caráter ecológico do Pantanal, reavaliando os zoneamentos ecológico-econômicos dos dois estados e planos-diretores, considerando abordagens científicas de Áreas Úmidas e metodologias interdisciplinares apropriadas.
- Desenvolver em parcerias um Programa de Capacitação visando difundir bases conceituais de ecossistema de Áreas Úmidas, para fortalecer uma nova percepção conservacionista e de manejo sustentável desse ecossistema na região, atendendo gestores de Sítios Ramsar.
- Desenvolver programa de capacitação continuada em sustentabilidade de Áreas Úmidas para professores, guias e outros agentes que atuam no Pantanal.

- Realizar o monitoramento dos Sítios Ramsar, focando na disponibilidade de água no solo em seus macro-habitats distantes dos cursos d'água, por meio de incidência nos órgãos públicos responsáveis.
- Desenvolver diretrizes para a regulamentação do corte de espécies nativas no Pantanal, considerando critérios de diâmetro e ciclo de corte, visando ao uso sustentável dos recursos florísticos.
- Promover estratégias de gestão e manejo das propriedades baseadas no conceito de macro-habitats, validando o papel da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, gerenciando oportunidades das fases de inundação e seca.
- Promover a restauração de campos nativos degradados utilizando protocolos de boas práticas.
- Promover práticas sustentáveis de manejo para pastagens inundáveis, divulgando raças de gado de corte adequadas. Fortalecer os serviços veterinários para controlar doenças que afetam a produtividade. Difundir o manejo integrado de fogo como uma boa prática na gestão da cadeia pecuária.
- Fortalecer as cadeias dos produtos e subprodutos da piscicultura de tanque para reduzir a pressão sobre a pesca. Expandir e aprimorar os sistemas de monitoramento da pesca no Pantanal, incluindo abordagens de ciência cidadã. Aprimorar a rastreabilidade e expandir os sistemas oficiais de monitoramento da pesca, incluindo informatização e disponibilização de dados.
- Recuperar as florestas inundáveis ao longo dos rios, com espécies de interesse para a ictiofauna.
- Incluir serviços ecossistêmicos e capital natural como temas em políticas transversais da agenda nacional, com valoração dos serviços ecossistêmicos prestados, incluindo negociação no mercado econômico de carbono zero e biodiversidade.
- Capacitar instrutores, pousadeiros e fazendeiros e comunidades tradicionais que trabalham com as diversas modalidades de turismo sobre os preceitos de uso sustentável de Áreas Úmidas.
- Realizar planos de manejo das unidades de conservação, aplicando o conceito de macro-habitats e seguindo preceitos do SNUC e Ramsar.
- Restabelecer as caixas de empréstimo (áreas úmidas artificiais), partes de canais antigos abandonados, seguindo estratégias que preservem o banco de propágulos animais/vegetais e que se torne um ambiente com disponibilidade de água durante a seca, como uma adaptação a cenários severos de estiagem.

9.3 Proposições

O Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), instrumento de planejamento territorial para o bioma, que tem por objetivo ordenar de forma equilibrada as atividades do bioma, deve-se basear nas características que definem o Bioma Pantanal como uma Área Úmida:

1. Considerar a característica climática que envolve eventos plurianuais no Pantanal.
2. Considerar a heterogeneidade ambiental do Bioma Pantanal que reflete nas peculiaridades de diferentes sistemas dentro de um enorme trato deposicional dominado por sedimentação aluvial (Assine *et al.*, 2015, 2016).
3. Diferenciar a planície de inundação de acordo com características hidromineralógicas propostas por Irion *et al.* (2016) em áreas alagáveis recentes ativas, paleo-áreas alagáveis ativas e paleoáreas alagáveis inativas (Nunes da Cunha *et al.*, em preparação).
4. Baseado na diferenciação da planície de inundação, aplicar o conceito de macro-hábitats, mapeando as diferentes tipologias dentro da unidade de conservação e/ou produção. Fazer hierarquização dos macro-hábitats passíveis de uso, proteção, manejo, entre outros.

Diante da importância nacional e internacional do Pantanal, considerando a necessidade de definição de acordo com a Lei nº 12.651/2012, propõe-se:

- Adotar a definição de uso sustentável do bioma Pantanal como recomendado pela Convenção de Ramsar e Recomendação Técnica nº 01/2019/CPP/INAU definindo-se como:

Ecologicamente Sustentável implica em usar as Áreas Úmidas de forma que mantenha: (1) os componentes da paisagem, (2) o funcionamento da dinâmica hídrica e do ciclo de nutrientes e (3) a dinâmica da comunidade biológica.

Sendo assim, adotaremos o conceito Ecologicamente Sustentável:

Uso de forma equitativa dos macro-hábitats (componente ecoestrutural da paisagem), para que mantenha a biodiversidade, o funcionamento (não alterar a dinâmica hidrológica) e os serviços prestados pelo ecossistema que caracterizam o Pantanal.

Para atingir o uso sustentável, segundo preceito de Ramsar para as grandes Áreas Úmidas como o Pantanal, a unidade de gestão que atente a esses preceitos é o conceito de **Macro-hábitats**, pois é a unidade mais sensível a qualquer alteração do seu funcionamento, seja a partir do manejo ou das mudanças climáticas.

Portanto, a adoção desse conceito, que considera a natureza hidrológica e o conjunto de espécies adaptadas a essa condição de disponibilidade de água, no manejo das unidades de produção e conservação (UCs), é a forma de promover o uso sustentável de cada ambiente.

Conceito de Macro-habitat: “Unidade ecológica caracterizada pelas condições específicas da hidrologia (umidade e inundação) e espécies de plantas adaptadas que responde a condição hidrológica” (Nunes da Cunha & Junk, 2022).

- Uso restrito

O “uso restrito” para os pantanais e planícies pantaneiras foi introduzido pela Lei Federal nº 12.651/2012, porém sem uma definição desse termo. Para o Pantanal, a aplicação desse termo estabelecerá restrições e limitações específicas no que diz respeito às atividades e intervenções humanas nesse ecossistema. Consistem em regulamentações que visam proteger e preservar a integridade ecológica do Pantanal, considerando sua importância como habitat de diversas espécies e sua função vital na regulação hídrica e na manutenção dos ciclos naturais.

Essas restrições podem incluir limitações quanto à alteração hidrológica, mudanças na estrutura da paisagem, modificação da composição florística e impactos no funcionamento do regime hidrológico, desde as cheias até as secas. O uso restrito também pode abranger a delimitação de áreas prioritárias para a conservação, estabelecimento de corredores ecológicos e a promoção de práticas de manejo sustentável, como a pecuária de forma equilibrada e compatível com a conservação dos recursos naturais.

Diante desse cenário, todo o Pantanal é de uso restrito. Sendo assim, indicamos os seguintes procedimentos quanto às restrições:

- Nas proximidades do Rio Paraguai -, não será permitido nenhum tipo de alteração no funcionamento do regime hidrológico, de cheias a secas, nem da estrutura e composição da paisagem.
- Para outras áreas do Pantanal, onde há proliferação de lenhosas em áreas campestres deverá seguir as recomendações técnicas para a restauração dos campos nativos, de acordo com a nota técnica da Embrapa. (Assunto: Considerações sobre a substituição da vegetação nativa para uso alternativo do solo no Pantanal em Mato Grosso).
- Mantendo a restrição para mudança hidrológica e estrutural da paisagem, observar a manutenção dos corredores, podendo manejar 25% - 30% da área de macro-habitat adequado para uso sustentável da pecuária, como os campos nativos e savânicos, excetuando macro-habitats como brejos, vazantes e campos nativos com inundação superior a 30 cm. Fica vedado o desmatamento dos macro-habitats não inundáveis periodicamente, diques marginais, cordilheiras e capões, campos de murunduns para fins de pastagens, exceto para habitações ribeirinhas, atividade turística, sedes e retiros de fazendas e piquetes para rebanho equino e vacas parideiras.

REFERÊNCIAS

Adámoli, J., & Pott, A. (1999). Estudo fitossociológico e ecológico do Pantanal de Paiguás. In: II Simpósio sobre Recursos Naturais e Socio-econômicos do Pantanal, Manejo e Conservação, 1996, Corumbá. Anais. Brasília: Embrapa, p. 215-225.

Adler, M. (2002). Primärproduktion von Phytoplankton und Periphyton sowie Nährstofflimitation und-konkurrenz mit aquatischen Makrophyten im Pantanal, Mato Grosso (Brasilien) (Doctoral dissertation, Staats- und Universitätsbibliothek Hamburg Carl von Ossietzky).

Allem, A.C. & Valls, J.F.M. (1987). Recursos forrageiros nativos do Pantanal Matogrossense. Embrapa Documentos, 8: 330p.

Almeida, F.F.M. (1945). Geologia do Sudoeste Mato-Grossense. Div. de Geol. e Miner., Boi. n° 116. Rio de Janeiro.

Alvarenga, S.M., Brasil, A.E., Pinheiro, R., & Kux, H.J.H. (1984). Estudo geomorfológico aplicado à bacia do Alto Rio Paraguai e Pantanaís Mato-grossenses. Projeto RadamBrasil, Boletim técnico, Série Geomorfologia. p. 89-183.

Antunes, P.C.; Miranda, C.L.; Hannibal, W.; Aragona, M.; Godoi, M.N.; Rademaker, V.; Mozerle, H.B.; Santos-Filho, M.; Layme, V.M.G.; Rossi, R.V.; Brandão, M.V. & Semedo, T.B.F. (2022a). Marsupiais da Bacia do Alto Paraguai: uma revisão do conhecimento do planalto à planície pantaneira. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais, 16: 527-577. doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i3.813

Antunes, P.C.; Miranda, C.L.; Hannibal, W.; Godoi, M.N.; Aragona, M.; Mozerle, H.B.; Rademaker, V.; Santos-Filho, M.; Layme, V.G.M.; Brandão, M.V. & Semedo, T.B.F. (2022b). Roedores da Bacia do Alto Paraguai: uma revisão do conhecimento do planalto à planície pantaneira. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais, 16: 579-649. doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i3.811

Assine, M.L. (2003) Sedimentação na bacia do pantanal mato-grossense, Centro Oeste do Brasil. Tese (de Livre Docência). Universidade Estadual Paulista. 105p.

Assine, M. L. (2010). Pantanal Mato-Grossense: uma paisagem de exceção. In: Modenesi-Gauttieri, M. C.; Bartorelli, A.; Mantesso-Neto, V. Carneiro, C. D. R. & Lisboa, M. B. A. L. (eds.). A Obra de Aziz Nacib Ab'Saber. São Paulo, Beca-BALL edições, p. 464-489.

Assine, M.L. & Soares, P.C. (2004). Quaternary of the Pantanal, west-central Brazil. Quaternary International, 114(1): 23-34. [doi.org/10.1016/S1040-6182\(03\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S1040-6182(03)00039-9)

Assine, M.L.; Padovani, C.R.; Zacharias, A.A.; Ângulo, R.J. & Souza, M.C. (2005). Compartimentação geomorfológica, processos de avulsão fluvial e mudanças de curso do Rio Taquari, Pantanal Mato-Grossense. Revista Brasileira de Geomorfologia, 6: 97-108. doi.org/10.20502/rbg.v6i1.43

Assine, M. L., Merino, E. R., Pupim, F. N., Macedo, H. A. & Santos, M. G. M. (2015). The Quaternary alluvial systems tract of the Pantanal Basin, Brazil. Brazilian Journal of Geology, 45(3): 475–489. [doi: 10.1590/2317-4889201520150014](https://doi.org/10.1590/2317-4889201520150014)

Assine, M. L., Merico, E. R., Pupim, F. N., Warren, L. V., Guerreiro, R. L. & McGlue, M. M. (2016). Geology and geomorphology of the Pantanal Basin. In: Bergier, I. & Assine, M.L. (eds). Dynamics of the Pantanal Wetland in South America. New York: Springer. p. 23–50. [doi:10.1007/698_2015_351](https://doi.org/10.1007/698_2015_351)

Barbosa da Silva, F.H., Arieira, J., Parolin, P., Nunes da Cunha, C. and Junk, W.J. (2016), Shrub encroachment influences herbaceous communities in flooded grasslands of a neotropical savanna wetland. Applied Vegetation Science, 19: 391-400. <https://doi.org/10.1111/avsc.12230>

Bergier, I., Assine, M.L., McGlue, M.M., Alho, C.J.R., Silva, A., Guerreiro, R.L. & Carvalho, J.C. (2018). Amazon rainforest modulation of water security in the Pantanal wetland. Science of The Total Environment, 619-620: 1116-1125. [doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.163](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.163)

Bird Life International. (2020). Threatened birds of the world, CDRom. Cambridge, UK: BirdLife International.

Brandão, M. V., Percequillo, A. R., D'Elia, G., Paresque, R. & Carmignotto, A. P. (2021). A new species of Akodon Meyen, 1833 (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) endemic from the Brazilian Cerrado. Journal of Mammalogy, 102(1): 101-122. [doi:10.1093/jmammal/gyaa126](https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa126)

Brandorff, G.O.; Silva, V. & Morini, A. (2011). Zooplankton: species diversity, abundance and community development. In: Junk, W.J.; Da Silva, C.J.; Nunes da Cunha, C; Wantzen, K.M. (eds). The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Pensoft Publishers, Sofia–Moscow. p. 355-391.

Brasil. (1997). Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai - Pantanal - PCBAP, Volume 2, Tomo 2 - Hidrosedimentologia. Brasília: MMA/PNMA.

Brasil. (2014). Ministério do Meio Ambiente Portaria MMA nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Dispõe sobre a “Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção, dos grupos: mamíferos, aves, répteis, anfíbios e invertebrados terrestres”. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_444_2014_lista_esp%C3%A9cies_ame%C3%A7adas_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf

Britski, H.A., Silimon, K.Z.S. & Lopes, B.S. (1999). Peixes do Pantanal – Manual de identificação, EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Corumbá, 184 pp.

Brown-Júnior, K.B. (1986). Zoogeografia da região do Pantanal Mato-grossense. In: Anais do I Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal. Brasília: Embrapa. p. 137–178.

Buchas, H., Irion, G., Nunes da Cunha, C., Da Silva, C.J., Kasbohm, J. & Junk, W.J. (2000). Sedimentological, Geochemical and Geomorphological Studies of Sediment Deposits in the Pantanal/Brazil. In: German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems – Achievements and Prospects of Cooperative Research. p. 737-742

Burliga, A. L. & Schwarzbald, A. (2013). Perifiton: diversidade taxonômica e 105 morfológica. Ecologia do perifiton (A. Schwarzbald, AL Burliga & LC Torgan, eds) Rima, São 106 Carlos, 1-6.

Callil, C.T. & Junk, W.J. (2001). Aquatic gastropods as mercury indicators in the Pantanal of Poconé Region (Mato Grosso, Brazil). Water, Air, and Soil Pollution 319: 319–330. doi.org/10.1023/A:1005230716898

Camargo, J., Loverde-Oliveira, S. M., Sophia, M. G. & Nogueira, F. (2009). Desmídias perifíticas da baía do Coqueiro, Pantanal Matogrossense. Iheringia. Série Botânica, 64: 25-41.

Campos, Z., Mourão, G. & Magnusson, W. E. (2020). Drought drastically reduces suitable habitat for Yacare caiman. Newsletter Crocodile Specialist Group, 39(4), 14-16. doi.org/10.4257/oeco.2022.2603.01

Castelo Branco Filho, H. (2005). Distribuição Espacial e Temporal das Características Hidroquímicas das Águas Subterrâneas do Pantanal do Rio Negro. 104f. Dissertação de Mestrado em Geologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

Chase, C.G.; Sussman, A.J. & Coblentz, D.D. (2009). Curved Andes: Geoid, forebulge, and flexure. Lithosphere, 1(6): 358–363. doi.org/10.1130/L67.1

Cole, M.M. (1960). Cerrado, Caatinga and Pantanal: The distribution and origin of the savana vegetation of Brazil. Geographical Journal 126: 168-179.

Cole, J.J.; Prairie, Y.T.; Caraco, N.F.; McDowell, W.H.; Tranvik, L.J.; Striegl, R.G.; Duarte, C.M.; Kortelainen, P.; Downing, J.A.; Middelburg, J.J. & Melack, J. (2007). Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. Ecosystems 10, 172–185. doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8

CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente. Resolução CONSEMA nº 45, de 31 de agosto de 2022. Regulamenta a proteção e o licenciamento ambiental de atividades e empreendimentos localizados em áreas úmidas no âmbito do Estado de Mato Grosso. [Internet]. Diário Oficial do Estado de Mato Grosso. 2022 set. 05 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <https://www.iomat.mt.gov.br/portal/visualizacoes/html/16940/#e:16940/#m:1382527>

Couldert, P. (1973). Reconhecimento Hidrogeológico Preliminar no Pantanal MatoGrossense entre os Rios Negro e Taquari. Rio de Janeiro: Editorial DNOS.

Damasceno-Junior, G.A.; Silva, R.H.; Gris, D.; Souza, E.B.; Rocha, M.; Pineda, D.A.M.; Amador, G.A.; Souza, A.H.A.; Oldeland, J. & Pott, A. (2021). Monodominant Stands in the Pantanal. In: Damasceno-Junior, G.A. & Pott, A. (eds) Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland. Plant and Vegetation, vol 18. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-83375-6_8

Desbiez, A.L.J.; Kluyber, D.; Massocato, G.F.; Barreto, L.M. & Attias, N. (2022). O que sabemos sobre os tatus do Pantanal? Revisão do conhecimento sobre ecologia, biologia, morfologia, saúde, conservação, distribuição e métodos de estudo. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais, 17: 11-69. doi.org/10.46357/bcnaturais.v17i1.834

Duarte, T.G.; Nunes da Cunha, C.; Junk, W.J. (2017) Reconhecimento e apreciação da classificação dos macrohabitats do Pantanal Mato-grossense por pantaneiros de Poconé-MT. In: Nunes da Cunha, C.; Arruda, E.C.; Junk, W.J. (Orgs.). Marcos Referenciais para a Lei Federal do Pantanal e gestão de outras áreas úmidas. EdUFMT, Carlini & Caniato. p 81–97.

Eiten, G. (1982). Brazilian savannas. In: Huntley, B.J. & Walker, B.H. (eds.). Ecology of tropical savannas. Berlin: Springer-Verlag. p.25-47.

Embrapa (2013). Nota Técnica. Referência: Decreto Estadual que institui o Cadastro Ambiental Rural de Mato Grosso do Sul (CAR-MS) e o Programa de Regularização Ambiental denominado “MS Nosso Ambiente” em conformidade com a Lei Federal 12.651, de 25 de maio de 2012 e sua regulamentação. 27 páginas. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/1354999/1529097/Nota+T%C3%A9cnica+decreto+CAR+MS+Embrapa+Pantanal+outubro+2013.pdf/4fba305d-71e3-4d7f-bf33-eb9fa99b5496#:~:text=%C3%81rea%20de%20uso%20restrito%3A%20%C3%A1rea,de%20%C3%B3rg%C3%A3os%20oficiais%20de%20pesquisa.&text=altera%C3%A7%C3%A3o%20na%20vegeta%C3%A7%C3%A3o%20e%20nos%20ambientes%20naturais>. Acesso em: 17 maio 2023.

Embrapa (2014). Nota Técnica. Referência: Recomendação Técnica para o Artigo 17º do Decreto Estadual Nº 13.977, de 5 de junho de 2014, que dispõe sobre o Cadastro Ambiental Rural de Mato Grosso do Sul e dá outras providências, em conformidade com a Lei Federal 12.651, de 25 de maio de 2012. 10 páginas. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/1354999/1529097/Nota+T%C3%A9cnica+CAR+MS+Embrapa+Pantanal+agosto+2014.pdf/cc757107-32ae-4a73-ad83-acebf7b413b0>. Acesso em: 17 maio 2023.

Ferreira, V. L., Terra, J. D. S., Piatti, L., Delatorre, M., Strüssmann, C., Béda, A. F. & Albuquerque, N. R. (2017). Répteis do Mato Grosso do Sul, Brazil. Iheringia Serie Zoologia, 107(Suppl), e2017153. doi.org/10.1590/1678-4766e2017153

Figueiredo, D.M. & Salomão, F.X.T. (2009). Bacia do Rio Cuiabá: Uma Abordagem Socioambiental. Cuiabá: Editora UFMT.

Fischer, E.; Eriksson, A.; Francisco, A.L.; Pulchério-Leite, A.; Santos, C.F.; Gonçalves, F.; Camargo, G.; Gracioli, G.; Carvalho, L.F.A.C.; Bordignon, M.O.; Silveira, M.; Carvalho, N.; Cunha, N.L. & Munin, R.L. (2022). Morcegos da Bacia do Alto Paraguai: revisão da fauna e distribuição de registros. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais, 17: 585-687. doi.org/10.46357/bcnaturais.v17i3.817

Freitas, L.C. & Loverde-Oliveira, S.M. (2013). Checklist of green algae (Chlorophyta) for the state of Mato Grosso, Central Brazil. Check List, 9: 1471-1483. doi.org/10.15560/9.6.1471

Gimênes-Junior, H. & Rech, R. (2022). Guia Ilustrado dos Peixes do Pantanal e Entorno. Julien Design: Campo Grande. 670 p.

Godoi Filho, J. D. (1986). Aspectos geológicos do Pantanal Mato-Grossense e de sua área de influência. In: Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal, 1., 1984. Corumbá. Anais. Brasília: EMBRAPA-DDT. p.63-76.

Hamilton, S.K.; Sippel, S.J. & Melack, J.M. (1996). Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. Archiv fur Hydrobiologie, 137: 1-23. doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/137/1996/1

Hamilton, S. K. (1999). Potential effects of a major navigation project (Paraguay-Praná Hidrovía) on inundation in the Pantanal floodplains. Regulated Rivers: Research and Management, 15: 289–299. [doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199907/08\)15:4<289::AID-RRR520>3.0.CO;2-I](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199907/08)15:4<289::AID-RRR520>3.0.CO;2-I)

Hasenack, H.; Cordeiro, J. L. P. C. & Hofmann, G. H. (2010). O Clima da RPPN SESC Pantanal. Conhecendo o Pantanal, 5: 61-89.

Horton, B.K. & DeCelles, P.G. (1997). The modern foreland basin system adjacent to the Central Andes. Geology, 25(10): 895–898. [doi.org/10.1130/0091-7613\(1997\)025<0895:TMFBSA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(1997)025<0895:TMFBSA>2.3.CO;2)

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2004). Mapa de Biomas e de Vegetação. Rio de Janeiro: IBGE.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. (2018). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: Mamíferos (Vol. 2). ICMBio/MMA.

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – IUCN. (2021). IUCN red list of threatened species. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>

Irion, G., Buchas, H., Junk, W.J., Nunes da Cunha, C., De Moraes, J.O., & Kasbohm, J. (2011). Aspects of geological and sedimentological evolution of the Pantanal plain. In: Junk, W.J.; da Silva, C.J.; Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds.). The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Sofia, Moscow: Pensoft Publishers. p. 47-69.

Irion, G.; Nunes, G.M.; Nunes da Cunha, C.; Arruda, E.C.; Santos-Tambelini, M.; Dias, A.P.; Moraes, J.O. & Junk, W.J. (2016). Araguaia River floodplain: size, age, and mineral composition of a large tropical savanna wetland. *Wetlands*, 36: 945-956. doi.org/10.1007/s13157-016-0807-y

Junk, W.J.; Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989). The Flood Pulse Concept in River-Floodplain-Systems. *Canadian Special Publications for Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.

Junk, W.J., Nunes da Cunha, C., Wantzen, K.M., Petermann, P., Strüssmann, C., Marques, M.I. & Adis, J. (2006). Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aqua Science*, 69: 278-309. doi.org/10.1007/s00027-006-0851-4

Junk, W.J.; Nunes da Cunha, C.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. & Piedade, M.T.F. (2023). A classificação das áreas úmidas brasileiras e sua implicação para a definição e classificação das macrófitas aquáticas e hidrófitas lenhosas. In: Pivari, M.O.D.; Melo, P.H.A. & Moura Júnior, E.G. (Eds). *Plantas aquáticas do Brasil*. Viçosa – MG: Editora UFV.

Keuroghlian, A.; Hofmann, G.S.; Andrade, B.S.; Tiepolo, L.M.; Oliveira, M.R.; Camilo, A.R. & Tomas, W.M. (2022). História natural dos artiodáctilos nativos da Bacia do Alto Paraguai com apontamentos sobre taxonomia, distribuição, abundância, ecologia e conservação. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 17: 115-162. doi.org/10.46357/bcnaturais.v17i1.836

Krol, J.G. (1983). *Geological Studies of the Upper Paraguay River Basin (Pantanal)*. Paris: UNESCO Press and Editorial DROS.

Kuhlmann, E. (1954). A vegetação de Mato Grosso: seus reflexos na economia do estado. *Revista Brasileira de Geografia*. 16(1): 77-122.

Kuhlmann, E.; Silva, Z. L. & Eneas, Y. S. (1983). Cobertura vegetal da região do cerrado: carta da cobertura vegetal. *Revista Brasileira de Geografia*. 45(2): 205- 231.

Loureiro, R.L.; Lima, J.P.S. & Fonzar, B.C. (1982). Vegetação. In: Ministério das Minas e Energia. Projeto Radambrasil – Levantamento de Recursos Naturais, vol. 27, Folha SE.21 Corumbá e parte da Folha SE.20. Rio de Janeiro: Secretaria Geral. p. 329-372.

Loverde-Oliveira, S.M., Adler, M. & Silva, V.P. (2011). Phytoplankton, periphyton and metaphyton of the Pantanal floodplains: species composition and richness, density, biomass and primary production. In: Junk, W.J.; Da Silva, C. J.; Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (orgs.). The Pantanal Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Sofia: Pensoft Publishers. p. 235-256.

Marchese, M.R., Wantzen, K.M. & Ezcurra de Drago, I. (2005). Benthic assemblages and species diversity patterns of the Upper Paraguay River. *River Research & Applications* 21: 1–15. doi.org/10.1002/rra.814

Marengo, J.A., Oliveira, G.S. & Alves, L.M. (2015). Climate Change Scenarios in the Pantanal. In: Bergier, I. & Assine, M. (eds). *Dynamics of the Pantanal Wetland in South America. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 37. Springer, Cham. doi.org/10.1007/698_2015_357

Marengo, J.A.; Cunha, A.P.; Cuartas, L.A.; Deusdará Leal, K.R.; Broedel, E.; Seluchi, M.E.; Michelin, C.M.; Praga Baião, C.F.; Angulo, E.C.; Almeida, E.K.; Kazmierczak, M.L.; Mateus, N.P.A.; Silva, R.C. & Bender, F. (2021) Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, Causes, and Impacts. *Frontiers in Water*, 3: 639204. doi.org/10.3389/frwa.2021.639204

Mateus, L.A.F.; Penha, J.M.F. & Petrere, M. (2004). Fishing resources in the rio Cuiabá basin, Pantanal do Mato Grosso, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 2: 217-227. doi.org/10.1590/S1679-62252004000400004

Mato Grosso (Estado). Governo do Estado do Mato Grosso. Lei N° 8.830, de 21 de janeiro de 2008. Dispõe sobre a Política Estadual de Gestão e Proteção à Bacia do Alto Paraguai no Estado de Mato Grosso e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial do Estado de Mato Grosso. 2008 jan. 21 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <https://www.iomat.mt.gov.br/portal/visualizacoes/pdf/1629#/p:3/e:1629?find=Lei%208.830>

Mato Grosso (Estado). Governo do Estado do Mato Grosso. Lei N° 11.861, de 04 de agosto de 2022. Altera a Lei nº 8.830, de 21 de janeiro de 2008, que dispõe sobre a Política Estadual de Gestão e Proteção à Bacia do Alto Paraguai no Estado de Mato Grosso e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial do Estado de Mato Grosso. 2022 agos. 04 [citado em 2023 maio. 17]. Disponível em: https://www.iomat.mt.gov.br/legislacao/diario_oficial#955-2022-8-1

Mato Grosso do Sul (Estado). Governo do Estado do Mato Grosso do Sul. Decreto Nº 14.273, de 8 de outubro de 2015. Dispõe sobre a Área de Uso Restrito da planície inundável do Pantanal, no Estado de Mato Grosso do Sul, e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial do Estado de Mato Grosso do Sul. 2015 out. 09 [citado em 2023 maio. 17]. Disponível em: https://www.imasul.ms.gov.br/wp-content/uploads/2022/01/DECRETO-No-14.273-DE-08_10_2015-1.pdf

McGlue, M.M., Silva, A., Assine, M.L., Stevaux, J.C. & Pupim, F.N. (2015). Paleolimnology in the Pantanal: using lake sediments to track quaternary environmental change in the world's largest tropical wetland. In: Bergier, I. & Assine, M.L. (Eds.), Dynamics of the Pantanal Wetland in South America. The Handbook of Environmental Chemistry 37. Springer. p. 51–81. doi.org/10.1007/698_2015_350

Medina, E. (1982). Physiological Ecology of Neotropical Savanna Plants. In: Huntley, B.J. & Walker, B.H. (eds). Ecology of Tropical Savannas. Ecological Studies, vol 42. Berlin: Springer. doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_15

Medinas de Campos, M., Tritico, H.M., Girard, P., Zeilhofer, P., Hamilton, S.K., Fantin-Cruz, I. (2020). Predicted impacts of proposed hydroelectric facilities on fish migration routes upstream from the Pantanal wetland (Brazil). River Research and Applications, 36: 452– 464. [doi: 10.1002/rra.3588](https://doi.org/10.1002/rra.3588)

Medina-Junior, P.B. & Rietzler, A.C. (2005). Limnological study of a Pantanal saline lake. Brazilian Journal of Biology, 65: 651-659. doi.org/10.1590/S1519-69842005000400013

Mitsch, W.J.; Nahlik, A.; Wolski, P.; Bernal, B.; Zhang, L. & Ramberg, L. (2010). Tropical wetlands: Seasonal hydrologic pulsing, carbon sequestration, and methane emissions. Wetlands Ecology and Management, 18(5): 573-586. doi.org/10.1007/s11273-009-9164-4

Mourão, G.H., Ishii, I.H. & Campos, Z.H.S. (1988). Alguns fatores limnológicos relacionados com a ictiofauna de baías e salinas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brasil. Acta Limnologica Brasiliensia, 11: 181-198.

Neves, M.O.; Cabral, H.; Pedrozo, M.; Ferreira, V.L.; Moura, M.; Santana, D.J. (2020). Dataset of occurrences and ecological traits of amphibians from Upper Paraguay River Basin, central South America. Nature Conservation 41: 71-89. doi.org/10.3897/natureconservation.41.54265

Nobre, A.D. (2014). O futuro climático da Amazônia: relatório de avaliação científica. São José dos Campos, SP: ARA, CCST-INPE, INPA.

Nogueira, F.M.B.; Silveira, R.; Girard, P.; Silva, C.; Abdo, M. & Wantzen, K.M. (2011). Hydrochemistry of lakes, rivers and groundwater of the Pantanal. In: Junk, W.J.; Da Silva, C. J; Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (orgs.). The Pantanal Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Sofia: Pensoft Publishers. p. 167-198.

Nunes, A.P.; Posso, S.R.; Frota, A.V.B.; Vitorino, B.D.; Laps, R.R.; Donatelli, R.J.; Straube, F.C.; Pivatto, M.A.C.; Oliveira, D.M.M.; Carlos, B.; Melo, A.V.; Tomas, W.M.; Freitas, G.O.; Souza, R.A.D.; Benites, M.; Mamede, S. & Moreira, R.S. (2021). Birds of the Pantanal floodplains, Brazil: historical data, diversity, and conservation. Papéis Avulsos de Zoologia, 61: e20216182. doi.org/10.11606/1807-0205/2021.61.82

Nunes, A.P. (2011). Quantas espécies de aves ocorrem no Pantanal? Atualidades Ornitológicas, 160: 45–54.

Nunes, A.P. & Tomas, W.M. (2004). Aves migratórias ocorrentes no Pantanal: Caracterização e conservação. Embrapa Documentos, 62: 27p.

Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (1999). Composição florística de capões e cordilheiras: localização das espécies lenhosas quanto ao gradiente de inundação no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. In: Anais do II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. Embrapa - CPAP, Corumbá, p. 387-406.

Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2001). Distribution of wood plant communities along the flood gradient in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso, Brazil. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 27: 63-70.

Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2004). Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. *Applied Vegetation Science*, 7: 103-110. doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00600.x

Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2014). A classificação dos macrohabitats do pantanal Mato-grossense. In: Nunes da Cunha, C.; Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (Orgs.). *Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de Seus Macrohabitats*. Cuiabá: EdUFMT. p. 77-122.

Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2020). Pantanal – A Identidade da Grande Área Úmida. In: Irigaray, C.T.J.H.; Nunes da Cunha, C. & Junk, W. J. (Orgs.) *Pantanal à Margem da Lei - Panorama das Ameaças e Perspectivas para a Conservação*. Cuiabá-MT: Editora Mupan. p.21-36.

Nunes da Cunha, C.; Paixão, E. & Junk, W.J. (2020). Análise das Ameaças e Impactos ao Pantanal. In: Irigaray, C.T.J.H.; Nunes da Cunha, C.; Junk, W.J. (Orgs.) *Pantanal à Margem da Lei - Panorama das Ameaças e Perspectivas para a Conservação*. Cuiabá-MT: Editora Mupan. p. 37-72.

Nunes da Cunha, C.; Bergier, I.; Tomas, W.M.; Damasceno-Junior, G.A.; Santos, S.A.; Assunção, V.A.; Sartori, A.L.B.; Pott, A.; Arruda, E.C.; Garcia, A.S.; Nicola, R.D.; Junk, W.J. (2021). Hydrology and Vegetation Base for Classification of Macrohabitats of the Brazilian Pantanal for Policy-Making and Management. In: Damasceno-Junior, G.A. & Pott, A. (eds) *Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland*. Plant and Vegetation, vol 18. Springer. doi.org/10.1007/978-3-030-83375-6

Oliveira JE & Milheira RG. (2020). Etnoarqueologia de dois aterros Guató no Pantanal: dinâmica construtiva e história de lugares persistentes. *Mana*, 26(3): e263208. doi.org/10.1590/1678-49442020v26n3a208

Padovani, C.R. (2017). Conversão da vegetação natural do Pantanal para uso antrópico de 1976 até 2017 e projeção para 2050. Embrapa Comunicado Técnico, 109: 1-6.

Paulino, H.B.; Assis, P.C.R; Vilela, L.A.F.; Curi, N. & Carneiro, M.A.C. (2015). Campos de Murundus: Gênese, Paisagem, Importância Ambiental e Impacto da Agricultura nos Atributos dos Solos. In: Nascimento, C.W.A; Souza Júnior, V.S.; Freire, M.B.G.S. & Souza, E.R. (Orgs.). *Tópicos em Ciência do Solo - Volume IX*. 1ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 290p.

Penha, J.; Arrolho, S.; Calheiros, D.F.; Da Silva, C.J.; Ikeda-Castrillon, S.K.; Lázaro, W.L.; Machado, F.A.; Mateus, L.; Matos, L.S.; Muniz, C.C.; Nunes, R.V. & Oliveira-Júnior, E.S. (2023). Tomada de decisão de cima pra baixo para fugir da responsabilidade de se manejar uma atividade complexa: o caso da Projeto de Lei do banimento da pesca artesanal comercial no MT. Disponível em: https://www.cpap.embrapa.br/pesca/online/Penha_etal2023_PL1363_banimento_pesca.pdf

Piatti, L.; Rosauer, D.F.; Nogueira, C.C.; Strussmann, C.; Ferreira, V.L. & Martins, M. (2019). Snake diversity in floodplains of central South America: is flood pulse the principal driver? *Acta Oecologica*, 97: 34–41. doi.org/10.1016/j.actao.2019.04.003

Pinho, J.B.; Aragona, M.; Marini, M.Â. & Hakamada, K.Y.P. (2017). Migration patterns and seasonal for-est use by birds in the Brazilian Pantanal. *Bird Conservation International*, 27:371-387. doi.org/10.1017/S0959270916000290

Piva, A.; Caramaschi, U. & Albuquerque, N. R. (2017). A new species of *Elachistocleis* (Anura: Microhylidae) from the Brazilian Pantanal. *Phyllomedusa: Journal of Herpetology*, 16(2), 143–154. doi.org/10.11606/issn.2316-9079.v16i2p143-154

Pott, A. & Pott, V.J. (1996). Flora do Pantanal – Listagem atual de Fanerógamas. In: EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (ed.), *Anais II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal*. Manejo Conservação, Corumbá: EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Pantanal. p. 297–325.

Pott, A.; Nunes da Cunha, C.; Pott, V. J.; Silveira, E. A. & Sartori, A. L. (2001). Avaliação ecológica rápida Parque Nacional do Pantanal e RPPNS do entorno Botânica. Componente botânica. Relatório Final. Plano de Manejo do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense, IBAMA/TNC, Brasil, 174 pp.

Pott, A & Pott, V.J. (2021). Flora of the Pantanal. In: Damasceno-Junior, G.A., Pott, A. (eds) Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland. Plant and Vegetation, vol 18. Springer, Cham. doi.org/10.1007/978-3-030-83375-6_3

Pott, V.J. & Pott, A. (1997). Checklist das macrófitas aquáticas do Pantanal, Brasil. Acta Botanica Brasilica. 11: 215–227. doi.org/10.1590/S0102-33061997000200010

Pott, V.J. & Pott, A. (2000). Plantas aquáticas do Pantanal. Brasília: Embrapa, 404 pp.

Presidência da República (Brasil). Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília: Senado Federal; 1988.

Presidência da República (Brasil). Decreto nº 1.905, de 16 de maio de 1996. Promulga a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas, conhecida como Convenção de Ramsar, de 02 de fevereiro de 1971. [Internet]. Diário Oficial da União. 1996 maio. 17 [citado em 2023 fev. 22]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1996/d1905.htm

Presidência da República (Brasil). Decreto nº 2.519, de 16 de março de 1998. Promulga a Convenção sobre Diversidade Biológica, assinada no Rio de Janeiro, em 05 de junho de 1992. [Internet]. Diário Oficial da União. 1998 março 17 [citado em 2023 fev. 22]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d2519.htm

Presidência da República (Brasil). Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. [Internet]. Diário Oficial da União. 1997 jan. 09 [citado em 2023 fev. 22]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm

Presidência da República (Brasil). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n.ºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n.ºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória n.º 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial da União. 2012 maio. 28 [citado em 2023 fev. 22]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm

Projeto MapBiomias. Destaques do mapeamento anual de cobertura e uso da terra entre 1985 a 2021 – Pantanal, 2022. Coleção 7. Disponível em: <https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/FactSheet-Pantanal.pdf>. Acesso em: 02 mar. 2023.

Reid, J.W. (1997). *Argyrodiaptomus nhumirim*, a new species, and *Austrinodiatomus kleerekoperi*, a new genus and species, with redescription of *Argyrodiaptomus macrochaetus* Brehm, new rank, from Brazil (Crustacea: Copepoda: Diaptomidae). Proceedings of the Biological Society of Washington 110: 581–600.

Rizzini, C.T. (1979). Tratado de fitogeografia do Brasil. vol. 2. São Paulo: HUCITEC/EDUSP. 374p.

Rodrigues, F.H.G.; Medri, I.M.; Tomas, W.M. & Mourão, G.M. (2005). Revisão do conhecimento sobre a ocorrência e distribuição de mamíferos no Pantanal. Embrapa Documentos, 38: 41p.

Roque, F.O., Ochoa-Quintero, J., Ribeiro, D.B., Sugai, L.S.M., Costa-Pereira, R., Lourival, R. & Bino, G. (2016). Upland habitat loss as a threat to Pantanal wetlands. Conservation Biology 30:1131-1134. doi.org/10.1111/cobi.12713

Sabino, J. (2022). Conservação de Peixes do Pantanal. In: Gimênes-Junior, H. & Rech, R. (Orgs.). Guia Ilustrado dos Peixes do Pantanal e Entorno. Campo Grande: Julien Design. 670 p.

Sarmiento, G. (1983). The Savannas of Tropical America. In: Goodall, D.W. (Ed.). Ecosystems of the world – tropical savannas. Amsterdam: Elsevier. p. 245-288.

Silva, J.C. (1986). Pesca artesanal no litoral Norte da Paraíba: contradições e pobreza. Dissertação de mestrado pela Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Departamento de Ciências Geográficas.

Silva, J.S.V. & Abdon, M.M. (1998). Delimitação do Pantanal Brasileiro e Suas Sub-regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33: 1703-1711.

Silva, J.S.V.; Abdon, M.M.; Silva, S.M.A. & Moraes, J.A. (2011). Evolution of Deforestation in the Brazilian Pantanal and Surrounds in the timeframe 1976 - 2008. *Geografia*, 36: 35-55.

Silva, W.M. & Godoy, F.M.R. (2018). Check-list das espécies de Fitoplâncton do estado do Mato Grosso do Sul. *Iheringia, Série Botânica*, 73(supl.): 219-230. doi.org/10.21826/2446-8231201873s219

Sobek, S.; Durisch-Kaiser, E.; Zurbrugg, R.; Wongfun, N.; Wessels, M.; Pasche, N.; Wehrli, B. (2009). Organic carbon burial efficiency in lake sediments controlled by oxygen exposure time and sediment source. *Limnology and Oceanography*, 54. doi.org/10.4319/lo.2009.54.6.2243.

Sousa, T.P., Marques, D.K.S., Vitorino, C.D.A., Faria, K.D.C., Braga, G.D.S.F., Ferreira, D.C. & Venere, P.C. (2017). Cytogenetic and molecular data Support the occurrence of three *Gymnotus* species (Gymnotiformes: Gymnotidae) used as live bait in Corumbá, Brazil: Implications for conservation and management of professional fishing. *Zebrafish*, 14(2), 177–186. doi.org/10.1089/zeb.2016.1356

Souza, F. L., Prado, C. P. A., Sugai, J. L. M. M., Ferreira, V. L., Aoki, C., Landgref-Filho, P. & Duleba, S. (2017). Diversidade de anfíbios do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia Serie Zoologia*, 107(Suppl): e2017152. doi.org/10.1590/1678-4766e2017152

Strüssmann, C., Ribeiro, R. A. K., Ferreira, V. L. & Béda, A. D. F. (2007). Herpetofauna do Pantanal brasileiro. In: Nascimento, L.B. & Oliveira, M. E. (Eds.). *Herpetologia no Brasil II*. Belo Horizonte, MG: Sociedade Brasileira de Herpetologia. p. 66–84.

Strüssmann, C.; Prado, C.P.A.; Ferreira, V.L. & Kawashita-Ribeiro, R.A. (2011). Diversity, ecology, management and conservation of amphibians and reptiles of the Brazilian Pantanal: a review. In: Junk, W.J.; Da Silva, C.J.; Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (Eds). *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Sofia–Moscow: Pensoft Publishers. p. 495-519.

Tomas, W.M., Cáceres, N.C., Nunes, A.P., Fischer, E., Mourão, G. & Campos, Z. (2011). Mammals in the Pantanal wetland, Brazil. In: Junk, W.J.; Da Silva, C.J.; Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (Eds). *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Sofia–Moscow: Pensoft Publishers. p. 563–595.

Tomas, W.M., Roque, F.O., Morato, R.G., Medici, P.E., Chiaravalloti, R.M. & Junk, W.J. (2019). Sustainability Agenda for the Pantanal Wetland: Perspectives on a Collaborative Interface for Science, Policy, and Decision-Making. *Tropical Conservation Science*, 12: 1-30. doi.org/10.1177/1940082919872

Tomas, W.M.; Timo, T.P.C.; Camilo, A.R.; Oliveira, M.R.; Tortato, F.R.; Mamede, S.; Benites, M.; Garcia, C.M.; Gusmão, A.C. & Rimoli, J. (2022a). Primatas ocorrentes na Bacia do Alto Paraguai e Pantanal, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 17: 701-724. doi.org/10.46357/bcnaturais.v17i3.882

Tomas, W.M.; Oliveira, M.R.; Fernando, A.M.E; Camilo, A.R.; Pereira, G.M.F.; Silva, T.L. (2022b). Corredores de biodiversidade na Bacia do Alto Paraguai: modelagem, mapeamento e aplicação em políticas públicas para sustentabilidade. *Embrapa Documentos*, 175: 55p.

Tremarin, P.I.; Ludwig, T.A.V.; Lezilda C. & Torgan, L.C. (2014). Four new *Aulacoseira* species (Cocconeophyceae) from Matogrossense Pantanal, Brazil. *Diatom Research*, 29 (2): 1-17. doi.org/10.1080/0269249X.2014.880072

Tricart, J. (1982). El Pantanal: un ejemplo del impacto de la geomorfología sobre el medio ambiente. *Geografía* 7(13-14): 37-50.

Tubelis, D.P. & Tomas, W.M. (2003). Bird species of the Pantanal wetland. Brazil. *Ararajuba*, 11(1), 5–37.

Tusset, E.A.; Tremarin, P.I.; Ludwig, T.A.V. & Cardoso, L.S. (2023). The genus *Dorofeyukea* (Bacillariophyta, Stauroneidaceae) in karst environments in the Brazilian Pantanal: with the description of four new species. *Journal of the Czech Phycological Society*, 23(1): 30–48. doi.org/10.5507/fot.2022.011

Ussami, N.; Shiraiwa, S. & Dominguez, J. M. L. (1999), Basement reactivation in a sub-Andean foreland flexural bulge: The Pantanal wetland, SW Brazil, *Tectonics*, 18(1): 25–39. doi.org/10.1029/1998TC900004

Wantzen, K.; Callil, C.; Butakka, C. (2011). Benthic invertebrates of the Pantanal and its tributaries. In: Junk, W.J.; Da Silva, C.J.; Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (Eds). The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Sofia–Moscow: Pensoft Publishers. p. 393-430.

Wantzen, K.M.; Girard, P.; Roque, F.O.; Nunes da Cunha, C.; Chiaravalloti, R.M.; Nunes, A.V.; Bortolotto, I.M.; Guerra, A.; Pauliquevis, C.; Friedlander, M. & Penha, J. (2023): The Pantanal: How long will there be Life in the Rhythm of the Waters? In: Wantzen, K.M. (ed.). River Culture – Life as a Dance to the Rhythm of the Waters. Paris: UNESCO Publishing. p. 497–536. doi.org/10.54677/DYRD7304

Weaver, J.E.; Clements, F.E. (1929). Plant Ecology. New York: McGraw-Hill Book Company. 522p.

Weaver, J.E.; Clements, F.E. (1938). Plant Ecology. 2nd ed. New York: McGraw-Hill Book Company. 601p.

CAPÍTULO 10

ÁREAS ÚMIDAS DO RIO PARANÁ

Kawakita, K.¹; Agostinho, A.A.; Leli, I.T.³; Stevaux, J.C.⁴; Romagnolo, M.B.⁵; Thomaz, S.M.⁶; Pineda, A.⁷; Oliveira, A.G.de⁸; Silva, J.V.F. da⁷; Deosti, S⁸; Silva Junior, R.C.da.¹ e Bonecker, C.C.⁹

¹ Universidade Estadual de Maringá, Nupélia; Av. Colombo, 5790, CEP 87020-900, PR, Brasil.

² Universidade Estadual de Maringá, DBi/Nupélia/PEA; Av. Colombo, 5790, CEP 87020-900, PR, Brasil.

³ Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Programa de Pós-Graduação em Geografia, campus de Três Lagoas, CEP 79620-080, MS, Brasil.

⁴ Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Programa de graduação em Geografia, campus de Três Lagoas, CEP 79620-080, MS, Brasil.

⁵ Universidade Estadual de Maringá, DBi/Nupélia/PGB; Av. Colombo, 5790, CEP 87020-900, PR, Brasil.

⁶ Universidade Estadual de Maringá, DBi/Nupélia/PEA; Av. Colombo, 5790, CEP 87020-900, PR, Brasil.

⁷ Universidade Estadual de Maringá, PGB Av. Colombo, 5790, CEP 87020-900, PR, Brasil.

⁸ Universidade Estadual de Maringá, PEA; Av. Colombo, 5790, CEP 87020-900, PR, Brasil.

⁹ Universidade Estadual de Maringá, Nupélia/PEA; Av. Colombo, 5790, CEP 87020-900, PR, Brasil.

RESUMO

A planície de inundação do alto Rio Paraná (PIAP) é o último remanescente livre de barragem e com extensão relevante neste rio, em território brasileiro. Mesmo com o elevado número de reservatórios a montante exercendo controle no seu regime hidrossedimentológico, seus grandes tributários, ainda livres, garantem o seu funcionamento e a manutenção dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade. A PIAP tem sido alvo de pesquisas de longa duração (PELD-CNPq/UEM) desde o início deste século, abordando sua biodiversidade, estrutura e funcionamento, além das ameaças e alternativas para conservação. Neste trabalho esses aspectos são detalhados. O reconhecimento da relevância da PIAP para a conservação da biodiversidade regional pode ser evidenciado pelas três principais unidades de conservação, criadas nesse trecho no final do século passado, sendo duas de proteção integral e uma de uso sustentável. De fato, esse remanescente conta com cerca de 4.368 espécies animais e vegetais catalogadas, abrigando parte relevante da biota. Entre as ameaças vigentes, destacam-se o controle imposto pelas barragens no regime hidrológico, o processo de oligotrofização, práticas agropecuárias inadequadas e a introdução de espécies. Para a conservação da PIAP, são necessárias ações coordenadas de conservação e gestão sustentável dos recursos naturais, que envolvam a manutenção das áreas protegidas, participação das comunidades locais e de diferentes setores da sociedade e a continuação dos estudos de longa duração. Além disso, é fundamental o ajuste na operação do sistema de barragens hidrelétricas a montante considerando as demandas de cheias e seca para manter minimamente o funcionamento ecossistêmico da PIAP.

Palavras-chave: planície de inundação, alto Rio Paraná, biodiversidade animal e vegetal.

ABSTRACT

Wetlands of the Paraná River – The Upper Paraná River floodplain (UPRF) is the last dam-free remnant with relevant extension in this river, in Brazilian territory. Even with the large number of upstream reservoirs exerting control over its hydro-sedimentological regime, its large tributaries, which are still free of dams, guarantee its functioning and the maintenance of ecosystem services and biodiversity. UPRF has been the subject of long-term research (PELD-CNPq/UEM) since the beginning of this century, addressing its biodiversity, structure and functioning, in addition to threats and alternatives for conservation. These aspects are detailed in this chapter. Recognition of the importance of the UPRF for the conservation of regional biodiversity can be evidenced by the three main conservation units created in this stretch at the end of the last century, two of which are of full protection and one of sustainable use. In fact, this remnant has about 4,368 cataloged animal and plant species, housing a relevant part of the biota. Among the current threats, the control imposed by dams on the hydrological regime, the oligotrophication process, inadequate agricultural practices and the introduction of species stand out. For the UPRF conservation, coordinated actions and sustainable management of natural resources are necessary, involving the maintenance of protected areas, participation of local communities and different sectors of society, and the continuation of long-term studies. In addition, it is necessary to adjust the operation of the upstream hydroelectric dam system considering the demands of floods and drought to maintain the UPRF's ecosystem functioning.

Key-words: floodplain, High Paraná River, animal and botany biodiversity.

INTRODUÇÃO

A planície de inundação do alto Rio Paraná (PIAP) é um sistema complexo de imenso valor ecológico, cultural e econômico. A principal força motriz do seu funcionamento é seu regime hidrossedimentológico. Seus pulsos sazonais de inundação, fatores climáticos e modificados por interferências antrópicas na vazão, influenciam a conectividade entre os ambientes (Train & Rodrigues, 1997; Bonecker *et al.*, 2009) e a estruturação das comunidades biológicas (Agostinho *et al.*, 2004; Thomaz *et al.*, 2007; Moi *et al.*, 2020; Mormul *et al.*, 2022).

As cheias, que ocorrem de outubro a março, têm seus atributos influenciados pelos fenômenos de *El Niño* ou *La Niña* que ocasionam períodos anômalos na dinâmica hidrológica, afetando a época, intensidade, duração, e tempo de recorrência dos pulsos (Neiff, 1990, 2001) e, em decorrência, alteram a riqueza, composição e abundância das espécies (Agostinho *et al.*, 2004; Pineda *et al.*, 2019; Alves *et al.*, 2021; Bomfim *et al.*, 2021).

Essa planície alagável representa o último remanescente livre de barragem com extensão relevante, considerando os cerca de 620 km do Rio Paraná em território brasileiro. A planície estendia-se por um trecho de aproximadamente 480 km, entre as localidades de Três Lagoas (barragem de Jupiá) e Guaíra (início do reservatório de Itaipu), com uma ampla área alagável que se estendia principalmente à sua margem direita. A formação do reservatório de Porto Primavera subtraiu mais da metade do trecho de planície e, com mais de uma centena de reservatórios a montante, exerce notável controle do regime hidrossedimentológico do remanescente livre a jusante (230 km). Isso restringiu a relevância das cheias, antes sazonais, a oscilações erráticas cuja relevância para

integridade do ecossistema é altamente dependente de eventos de *El Nino* (Alves *et al.*, 2021). Além das barragens hidrelétricas, a bacia do Rio Paraná comporta os maiores centros urbanos e industriais da América do Sul, bem como intensa atividade agrícola e pecuária. Assim, esse segmento apresenta elevados valores de pegada humana (*human footprint*, Dias *et al.*, 2020; Moi *et al.*, 2020).

É sabido que planícies de inundação contribuem de forma desproporcional no provisionamento dos serviços ecossistêmicos, em relação ao seu tamanho e distribuição (DeMaynadier & Hunter 1997). Entre os serviços ecossistêmicos que a PIAP fornece, destacam os de **i)** provisão, como a pesca, recarga de águas subterrâneas, controle de enchentes, purificação de água e o suprimento para irrigação de cultivos agrícolas, des-sedentação animal e consumo humano; **ii)** regulação e manutenção, como ciclagem de nutrientes, estabilidade do solo, regulação do clima, navegação, habitat para a biota (peixes, anfíbios, aves), rotas de migração e desenvolvimento inicial de algumas espécies de animais, e dispersão de sementes; e **iii)** culturais, como práticas religiosas como as tradicionais procissões embarcadas, medicina tradicional que utiliza produtos vegetais e animais, beleza cênica, recreação, e turismo.

Neste capítulo são sumarizadas as informações obtidas durante os últimos 42 anos de pesquisas desenvolvidas pelo Nupélia/Universidade Estadual de Maringá, com o apoio da Finep, Capes e CNPq, no remanescente da planície de inundação do alto Rio Paraná.

1. GÊNESE DO RIO PARANÁ

A América do Sul é considerada o continente dos rios por drenar anualmente 28% da água doce dos continentes aos oceanos (GRDC, 2022). Entre os 10 maiores rios do planeta, seis (Amazonas, Japurá, Madeira, Negro, Orinoco e Paraná) localizam-se na América do Sul. O relevo sul-americano é relativamente simples, com a Cordilheira dos Andes a oeste e uma placa continental antiga de modelado gonduânico, formada por escudos pré-Cambrianos e imensas bacias sedimentares paleozoico-mesozoicas (Paraná, Amazonas e Parnaíba). O relevo assimétrico e o sistema climático de elevadas precipitações no interior do continente sustentam uma imensa rede hidrográfica, desenvolvida, em sua maior parte, sobre as grandes bacias sedimentares mencionadas. Essa condição faz da América do Sul a detentora de duas das maiores bacias hidrográficas (Amazonas e Paraná) e a maior área úmida (Pantanal) do planeta.

O Rio Paraná, assim como os rios Zambezi e Limpopo (África), Baixo Amazonas, São Francisco e o Uruguai (América do Sul), teve sua origem ligada à fragmentação do supercontinente Gondwana, um imenso continente com rede de drenagem diversificada sob relevos e climas variados. Os registros fluviais gonduânicos da região correspondente à alta bacia do Paraná encontram-se na Bacia Sedimentar do Paraná e são representados pela formação (Fm.) Piramboia (PR e SP), e Fm. Rosário do Sul (RS), depositadas durante

o Triássico entre 250 e 200 Ma (Ma = 10^6 anos). A fragmentação do Gondwana iniciou-se no Jurássico Inferior (200 Ma) estendendo-se até o Cretáceo Superior (65 Ma) (De Witt *et al.*, 1988, Potter e Hamblin, 2006). Há cerca de 150 Ma, o supercontinente dividiu-se a leste pela separação América do Sul-África, dando origem ao oceano Atlântico, e a oeste pela separação Índia-Antártica-Madagascar-Austrália-Nova Zelândia. A fragmentação do Gondwana liberou uma enorme quantidade de magma expelido pelas fraturas dando origem à Fm. Serra Geral com até 1500 m de espessura de basalto (Nardy *et al.*, 2002), bem como reorganizou a drenagem do recém-formado continente sul-americano. O peso desse imenso volume de rocha magmática provocou a subsidência do interior do continente formando uma bacia de morfologia semelhante à atual alta bacia do Rio Paraná denominada Bacia Sedimentar Bauru (Fernandes, 1998). Essa bacia era cortada por uma rede de drenagem endorreica sob clima árido a semiárido afluindo para o “proto Rio Paraná”.

A evolução da rede de drenagem do alto Rio Paraná desencadeou a captura de porções de outras bacias. O caso mais importante deu-se no Mioceno Médio (11 a 15 Ma) com a captura de aproximadamente 50.000 km², entre Pouso Alegre, Varginha e Barbacena (MG), da bacia do alto Rio São Francisco pela bacia do Paraná (Rezende *et al.*, 2018). Durante o Mioceno superior, a estruturação da serra de Maracaju (entre Campo Grande e Corumbá, MS) separou a bacia do alto Rio Paraná da bacia do alto Rio Paraguai (Braun, 1971; Soares & Landim, 1976; Stevaux, 1994), adquirindo a configuração atual.

1.1 O Rio Paraná do Pleistoceno Superior

Por ser um rio de *plateau*, o alto curso do Paraná, diferentemente do trecho argentino, desenvolve um pacote sedimentar delgado da ordem de duas a três dezenas de metros. Os registros mais antigos do alto Rio Paraná variam entre 360 e 54 ka (ka = 10^3 anos) estando associados aos depósitos arenosos e cascalhosos do terraço Taquaruçu (Stevaux, 1994; Sallun *et al.*, 2007; Fujita, 2014). Esse terraço posiciona-se na margem direita, 20 m acima do nível médio do rio desde Guaíra (PR) a Três Lagoas (MS). As características do material sugerem deposição sob um clima com alternância de longos períodos de aridez e curtos períodos de chuva concentrada (Figura 1A). Há cerca de 40 ka, provavelmente pela ocorrência de um clima mais úmido, o canal do Rio Paraná escavou vertical e lateralmente a sua planície, transformando-a no *terraço Taquaruçu* (Figura 1B) construindo uma nova planície aluvial cerca de 10 m mais baixa que a antiga. A nova planície era ocupada por um rio entrelaçado com predominante carga arenosa e eventualmente cascalhosa. Tal condição perdurou até cerca de 10^4 anos atrás, quando o planeta passou por um aquecimento generalizado que deu início ao Holoceno. Sob clima mais úmido, semelhante ao atual, o Rio Paraná aumentou sua vazão, e consequentemente seu poder de erosão, provocando uma incisão vertical de 10 m em sua planície aluvial, que abandonada veio a formar o *terraço Fazenda Boa Vista* (Figura 1C), que ocorre sempre na margem direita, entre a represa Porto Primavera e a cidade de Porto Rico.

1.2 A planície holocênica do Rio Paraná

Sob as condições climáticas do Holoceno, o Rio Paraná desenvolveu suas características atuais (Figura 1C). As principais diferenças entre o Paraná atual e seus ancestrais pleistocênicos (Taquaruçu e Fazenda Boa Vista) são: **i)** ocorrência de ampla planície de inundação com papel fundamental na ecologia do sistema; **ii)** formação de ilhas de cobertura lamosa com desenvolvimento de densa vegetação arbórea; **iii)** predomínio de carga fina suspensa em detrimento da arenosa de fundo; e **iv)** presença humana no sistema, cujos primeiros registros remontam ao Holoceno Inferior (Parellada, 2013; Chmyz, 1983).

As pequenas variações climáticas durante o Holoceno não foram suficientes para alterar a configuração geral do rio, mas propiciaram pequenas alterações, como na morfologia das ilhas, avulsões de recorte da planície, e abandonos e formações de canais secundários (Leli & Stevaux, 2022). Stevaux (1994) definiu três condições climáticas durante o Holoceno: **i)** um intervalo úmido que culmina com o *Optimum* Climático (7,0 ka), responsável pela geração das ilhas e da planície de inundação atual; **ii)** um curto período mais seco (3,5 a 2,0 ka), quando houve o desenvolvimento de solos na planície de inundação (Stevaux *et al.*, 2006); e **iii)** ligeiro aumento da umidade do período úmido atual.

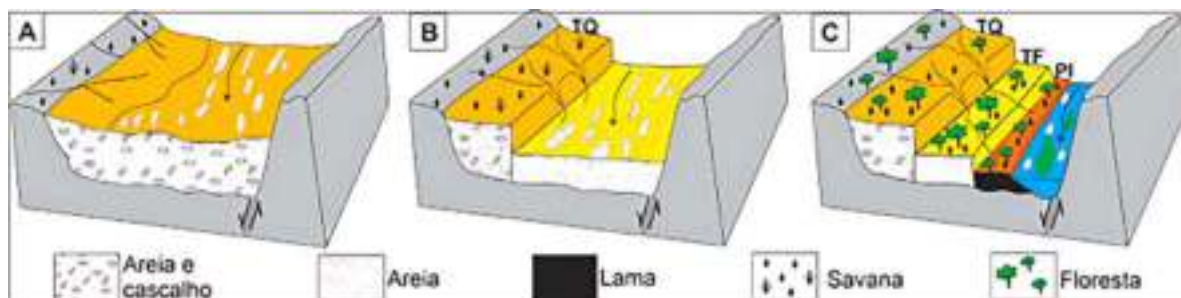


Figura 1. Bloco diagrama esquemático das três fases evolutivas do Rio Paraná no Quaternário. A: de 360 a 40 ka – ampla planície aluvial arenosa de padrão entrelaçado. B: de 40 a 10 ka – formação do terraço Taquaruçu (TQ) e de uma nova planície aluvial. C: de 10 ka até hoje – incisão vertical do canal, formação do terraço Fazenda Boa Vista (TF) e construção da planície de inundação lamosa (PI). Notar o incremento da vegetação arbórea no estágio final.

1.3A planície atual do Rio Paraná

A PIAP se estende ao longo do trecho do Rio Paraná que delimita os estados de Mato Grosso do Sul e Paraná, além de parte de São Paulo (Figura 2). Recebe importantes tributários, entre os quais se destacam os rios Ivaí e Piquiri, na margem esquerda; e o Ivinhema, Baía, Amambai e Iguatemi, na margem direita. Esses rios drenam uma região extensivamente ocupada pela agropecuária e por centros urbanos, porém não contam com represamentos em sua calha principal. Assim, os 230 km de extensão da PIAP têm se mostrado relevantes à manutenção de uma alta diversidade de espécies, abrigando a maioria daquelas afetadas pelos reservatórios e outras fontes de degradação de habitats a montante, porém dependendo da livre afluência desses tributários (Agostinho *et al.*, 2013).

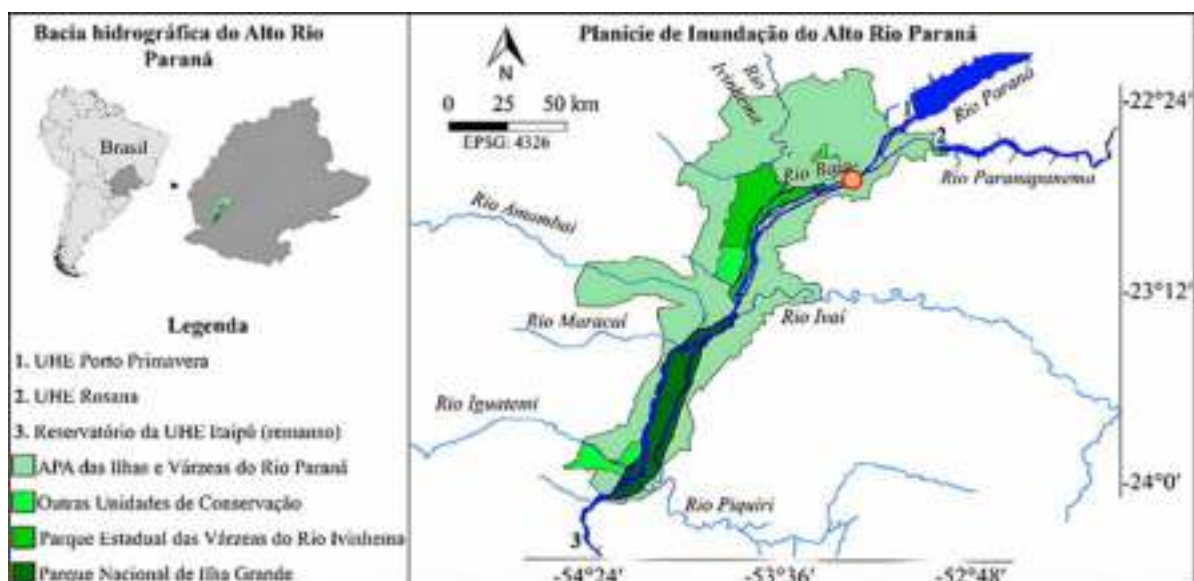


Figura 2. Mapa do remanescente livre do Rio Paraná (Planície de inundação do alto Rio Paraná - PIAP), mostrando os principais afluentes e as unidades de conservação (Schmidt *et al.*, no prelo). Círculo em vermelho: Estação fluviométrica de Porto São José (Município de São Pedro do Paraná, PR)

2. CLIMA E HIDROLOGIA

O alto curso do Rio Paraná é formado pela confluência dos rios Paranaíba e Grande, na tríplice divisa dos estados de Mato Grosso do Sul, São Paulo e Minas Gerais (20° 05' 20"S e 56° 39' 56"W) até a confluência do Rio Iguaçu, na divisa com a Argentina. Em seu trecho livre de barragem (APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná) o rio apresenta um padrão multicanal ladeado por uma ampla planície de inundação de até 8 km de largura, desenvolvida, quase totalmente, na margem direita (Figuras 2 e 3A). Cerca de duas centenas de ilhas vegetadas variando de entre 0,01 e 468 km², além de grande quantidade de barras arenosas que se estendem por todo o trecho. Leli *et al.* (2020) determinaram que tais ilhas têm idades de décadas a milênios.

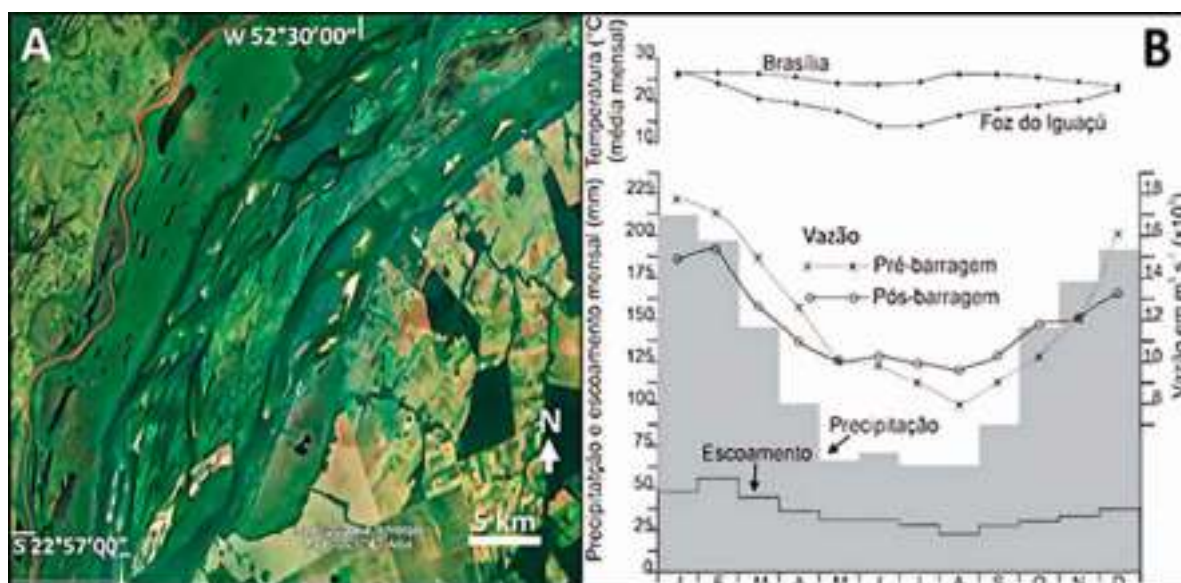
2.1 Clima

A bacia do alto Paraná apresenta uma grande variação climática. Nos setores N e NE predomina o tipo Aw - Tropical Savana (Úmido – Seco) com pronunciada estação seca, temperatura anual de 23,7 °C e precipitação de 1500 mm. No setor oriental da bacia predominam climas mais úmidos, principalmente na região da serra do Mar e Mantiqueira, onde a precipitação pode atingir 3000 mm (Cardoso *et al.*, 2014). A região central da bacia é dominada por clima Cwa (Oceânico Quente/ Subtropical úmido) e Cwb (Subtropical de planalto/oceânico temperado) com temperaturas médias entre 23 e 25 °C, e precipitações entre 1360 e 1590 mm. O restante da bacia tem apresentado o tipo Cfa (Subtropical Úmido) com temperaturas mais amenas entre 20 e 22 °C e precipitação média de 1750 mm (Figura 3B) (ClimaCharts.net, 2023).

2.2 Hidrologia e hidrossedimentologia

A descarga média (Q_m) do Rio Paraná na confluência dos rios Paranaíba ($Q_m = 3120 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e Grande ($Q_m = 2090 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) é de $4370 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, atingindo $7344 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a jusante do reservatório de Porto Primavera após receber a contribuição do Rio Tietê ($Q_m = 2300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e afluentes menores. No remanso do lago de Itaipu, com a contribuição dos tributários da margem esquerda – rios Paranapanema ($Q_m = 1290 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), Ivaí ($Q_m = 730 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e Piquiri ($Q_m = 580 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e da margem direita – rios Ivinhema ($Q_m = 750 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), Iguatemi ($Q_m = 139580 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), além de outros rios menores, o Paraná alcança $Q_m = 10.252 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (ANA, 2023). Após o lago Itaipu, o Rio Paraná recebe o Iguaçu ($Q_m = 2945 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) entrando na Argentina com $Q_m = 13.250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Figura 1). A distribuição temporal da precipitação é bastante regular, refletida na relação das descargas máximas e mínimas de 1,5. Contudo, nos anos de ENSO (El Niño Southern Oscillation) essa relação pode aumentar até três vezes, como no evento de 1982-1983, quando a descarga da estação fluviométrica de Porto São José (PR) atingiu $30.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. A construção de barragens na bacia do Rio Paraná iniciou-se em 1895 com a barragem de Corumbataí na bacia do Rio Tietê (Ferraz *et al.*, 2002).

A partir da década de 1970, essa condição foi intensificada pela construção de grandes barragens como Jupiá (1974), Ilha Solteira (1978), Itaipu (1984), e Porto Primavera (1998), no Rio Paraná, além de outras nos principais tributários. Isso desencadeou paulatinamente alterações no regime hidrológico, na carga sedimentar transportada e nas relações de conectividade canal-planície de inundação, com impactos estendidos à ecologia de todo o sistema (Agostinho *et al.*, 2004, Stevaux *et al.*, 2013).



Comparando-se as hidrógrafas dos períodos pré- e pós-barragem de Porto Primavera (Figura 3B), observa-se a retenção de água pela barragem durante o período chuvoso reduzindo consequentemente a intensidade dos picos de cheia. Nos meses secos ocorre o contrário – a usina utiliza parte da água estocada, aumentando a vazão natural do rio. Outro parâmetro fortemente afetado foi a carga suspensa transportada. A construção dos reservatórios no rio tronco e tributários vem paulatinamente reduzindo a concentração de sedimento suspenso do Rio Paraná. Os valores, que antes da construção de Porto Primavera eram de $24,73 \text{ mg L}^{-1}$ na seção de Porto São José (Figura 1), caíram drasticamente para $0,8 \text{ mg L}^{-1}$ após a instalação da hidrelétrica (Itaipu, 1988; Stevaux, *et al.*, 2009) com reflexos sobre a penetração de luz na água (ver abaixo).

3. CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS DOS CORPOS AQUÁTICOS

Do ponto de vista morfométrico e limnológico, os habitats aquáticos da planície de inundação podem ser classificados em rios, canais, lagoas permanentes, lagoas temporárias e ressacos (lagoas conectadas ao Rio Paraná pela sua porção de jusante). Esses habitats abrigam comunidades aquáticas com composição diferenciada, em função de suas características morfométricas, limnológicas e grau de conectividade com os rios que cortam o ecossistema (Aoyagui & Bonecker, 2004; Dos Santos & Thomaz, 2007; Fernandes *et al.*, 2009; Roberto *et al.*, 2009).

Estudos realizados desde o ano de 1986 indicam algumas peculiaridades acerca das características abióticas desses habitats (Thomaz *et al.*, 1992a; 2004a, b). As lagoas permanentes apresentam períodos mais prolongados de estratificação térmica e química durante as águas altas e circulação diária na vazante e seca. Esses habitats experimentam condições de subsaturação de oxigênio na enchente e cheia (especialmente no hipolímnio) e picos de clorofila e oxigênio nas águas baixas. Lagoas temporárias têm área e profundidade reduzidas e apresentam as maiores oscilações anuais das concentrações de nutrientes, por serem mais afetadas pelo entorno (em função da área reduzida) e, também, pela reinundação após a seca. Diferentemente, os rios Ivinhema e Baía, importantes tributários, além do próprio Rio Paraná, apresentam-se mais constantes em relação às características limnológicas, em função do elevado volume de água que tampona as oscilações sazonais.

Os três principais rios da planície de inundação apresentam características limnológicas distintas. O Rio Paraná (principal rio da planície) apresenta as maiores concentrações de oxigênio (próximos à saturação), pH alcalino e os maiores valores de condutividade, transparência da água (Secchi), alcalinidade e nitrato, além dos menores valores de fósforo total, ortofosfato, nitrogênio amoniacal e clorofila total. O Rio Baía caracteriza-se por águas levemente ácidas, baixos valores de condutividade, nitrato e alcalinidade, mas altos valores de clorofila total, por apresentar características semilênticas que favorecem o desenvolvimento do fitoplâncton. O Rio Ivinhema possui os maiores valores de fósforo total, ortofosfato e elevada turbidez, refletida por baixos valores de transparência da água (Secchi).

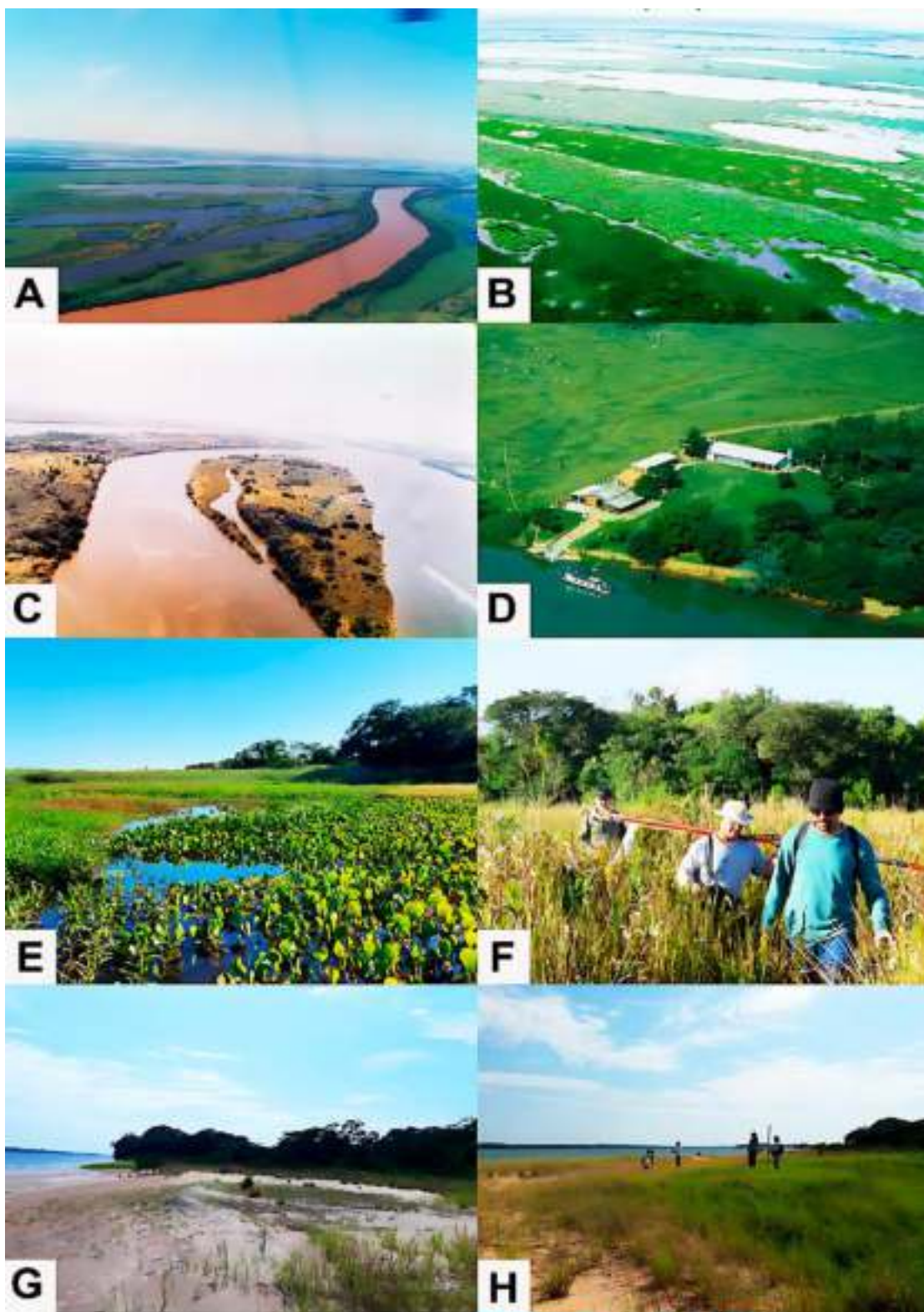


Figura 4. Vista aérea da planície de inundação do Rio Paraná: A) Rio Ivinhema em primeiro plano, lagoa dos Patos e ao fundo o Rio Paraná; B) Rio Baía no período de águas altas; C) Ilhas da PIAP; Vista aérea da Base Avançada de Pesquisas do Nupélia/UEM, em Porto Rico, PR; E) Lagoa com macrófitas aquáticas no primeiro plano; F) Várzea; G e H) Sucessão primária nas barras arenosas. Crédito das imagens: (A e C) Horácio Ferreira Júlio Júnior; demais Nupélia/UEM.

As diferenças limnológicas desses rios estão associadas às suas origens geológicas e usos antrópicos da bacia de drenagem. A retenção de sedimentos na cadeia de reservatórios do alto Rio Paraná contribui para os baixos valores de fósforo e elevada transparência da água. O Rio Baía, por sua vez, se origina na própria planície aluvial do Rio Paraná, portanto, em sedimento arenoso. Essas condições favorecem elevados aportes de matéria orgânica dissolvida, que confere coloração escura e acidez para suas águas. Diferentemente, o Rio Ivinheima se origina em áreas de intensa atividade agrícola do estado de Mato Grosso do Sul, o que ajuda a explicar a baixa transparência e elevadas cargas de fósforo transportadas por esse rio.

Espacialmente, são identificadas três regiões na planície, do ponto de vista limnológico e das comunidades, formadas pelos habitats conectados aos rios Paraná, Ivinheima e Baía (p. ex., Aoyagui & Bonecker, 2004; Santos & Thomaz, 2007; Fernandes *et al.*, 2009; Roberto *et al.*, 2009). As diferentes características limnológicas de cada rio, aliadas à maior influência de cada um deles sobre as condições ambientais nos diferentes habitats a eles conectados (Comunello *et al.*, 2003), bem como nas comunidades, explicam a existência dessas regiões. Porém, durante os períodos de cheia, há a homogeneização das características bióticas e abióticas entre os habitats da planície, devido ao aumento da conectividade espacial (Thomaz *et al.*, 2007).

Dados obtidos durante o Programa Ecológico de Longa Duração (PELD), entre 2000 e 2019, demonstram que as diferenças limnológicas entre as regiões se mantiveram ao longo das últimas duas décadas. O Rio Paraná e os habitats a ele conectados permanentemente possuem, em geral, águas mais transparentes e com baixas concentrações de fósforo total e ortofosfato. As lagoas conectadas ao rio Ivinheima são levemente mais ricas em fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total e clorofila total, enquanto aquelas conectadas ao Rio Baía ocupam situação intermediária, mas com tendência a apresentarem menores valores de condutividade e alcalinidade, além de maior acidez.

Em função das baixas concentrações de fósforo no Rio Paraná, há fortes indicativos de que a entrada de água na planície de inundação durante as cheias esteja causando a sua oligotrofização. A possível diminuição de nutrientes nesse ecossistema pode ser creditada à retenção de fósforo pelos reservatórios situados a montante (Rodrigues *et al.*, 2005). Essa constatação é demonstrada quando se comparam com os dados obtidos em 1987/88, antes do fechamento do reservatório de Porto Primavera (fósforo total = $29 \mu\text{g/L} \pm 10 \text{ DP}$; Secchi $0,98 \text{ m} \pm 0,47 \text{ DP}$) e os dados obtidos entre 2000 e 2019, após o fechamento desse reservatório (fósforo total = $14 \mu\text{g/L} \pm 13 \text{ DP}$; Secchi $3,82 \text{ m} \pm 1,38 \text{ DP}$). Ainda a esse respeito, ressalta-se que os valores de fósforo total do Rio Paraná foram inferiores a $20 \mu\text{g/L}$ em 71 das 75 coletas realizadas entre 2000-2019, evidenciando que as baixas concentrações persistiram na maior parte do tempo. A despeito dessa nítida influência do reservatório de Porto Primavera, é difícil concluir-se acerca do papel do Rio Paraná na fertilização da planície em condições naturais, pois não existem dados anteriores à construção da cadeia de reservatórios, iniciada nos anos 1960.

4. BIODIVERSIDADE DA FLORA

4.1 Algas perifíticas e planctônicas

Na planície de inundação, foram registrados 562 táxons de algas perifíticas nos diferentes ambientes. As classes mais representativas foram Bacillariophyceae (150 táxons), Cyanophyceae (149 táxons) e Zygnemaphyceae (128 táxons). *Cosmarium* foi o gênero com o maior número de táxons, e os táxons com ampla distribuição foram *Achnantheidium minutissimum* Kützinger, *Fragilaria capucina* Desmazières, *Gomphonema gracile* Ehrenberg, *Gomphonema parvulum* (Kützinger) Kützinger, *Leptolyngbya perelegans* (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek = *Lyngbya perelegans* Lemmermann e *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère (Dunck *et al.*, 2018).

Estudos paleolimnológicos com diatomáceas do sedimento, em duas lagoas da planície de inundação, registraram a ocorrência de 47 táxons, 12 não tinham sido encontrados na comunidade perifítica. Os gêneros mais representativos foram *Eutonia* Ehrenberg (13 táxons) e *Aulacoseira* Thwaites (6 táxons) e *Gomphonema* Ehrenberg (5 táxons) (Ruwer & Rodrigues, 2021).

A comunidade fitoplanctônica foi representada por 796 táxones, com destaque para as Chlorophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae (Dunck *et al.*, 2018; Pineda *et al.*, 2020). Em geral, os gêneros com maior número de táxons foram *Traquelomonas*, *Staurostrum* e *Phacus*, e os táxons com ampla distribuição foram *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (Ehrenberg) Simonsen, *Dolichospermum circinalis* (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) Wacklin, Hoffmann & Komárek (*Anabaena circinalis* Rabenhorst ex Bornet & Flahault) e *Trachelomonas volvocinopsis* Swirenko (Dunck *et al.*, 2018).

4.2 Cobertura vegetal e diversidade de plantas vasculares

A região da PIAP pertence ao Bioma Mata Atlântica e à Região Fitoecológica Floresta Estacional Semidecidual subtipos Aluvial e Submontana (Campos & Souza, 1997). Esse tipo de vegetação está condicionado à dupla estacionalidade climática, uma tropical, com chuvas intensas de verão, seguidas por estiagem acentuada, e uma subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo intenso frio de inverno (Eletrosul, 1986; Campos & Souza, 1997).

Em 1997, Souza *et al.* (1997) levantaram 450 espécies para a planície; em 2004, Souza *et al.* (2004) registraram um total de 472 espécies de plantas; em 2004 Souza *et al.* (2004) levantaram 742 espécies abrangendo espécies de diversos tipos de porte. Em 2009, Souza *et al.* (2009) registraram 774 espécies. Atualizando-se esses dados, tem-se que a flora vascular da PIAP está representada por 1.193 espécies, segundo o banco de dados (Brahms) do herbário HNUP.

Dentre as espécies, 1.140 (89,62%) são terrestres, 71 (5,58%) são aquáticas, 40 (3,14%) são epífitas e 6 (0,47%) são rupícolas. Dentre as espécies, observou-se a ocorrência de 320 espécies de ervas e terrícolas. De acordo com Junk *et al.* (2021), espera-se uma gradual terrestrialização de macro-habitats na extremidade superior do gradiente de inundação.

Esse fato tem ocorrido em diversos ambientes da PIAP, como na lagoa Figueira da ilha Porto Rico, um paleocanal, onde um ecossistema aquático tornou-se terrestre, com a mudança de um ambiente de fisionomia campestre para florestal, em um período de 20 anos (Figura 5).

Destacamos a necessidade da continuidade dos levantamentos florísticos e fitossociológicos, pois a cada expedição novas ocorrências são registradas na PIAP, podendo estar relacionadas aos efeitos positivos da criação da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná.

As famílias botânicas da PIAP com maior número de espécies são Fabaceae (142 spp.), Poaceae (101), Asteraceae (83 spp.) e Rubiaceae (47 spp.), assim como os descritos em Souza *et al.* (1997) e Souza *et al.* (2009).



Figura 5. Sucessão secundária em uma lagoa temporária (lagoa Figueira, Porto Rico, Paraná, Rio Paraná), (A) 1993 e (B) 2017. Crédito das imagens: Nupélia/UEM.

Considerando-se o Rio Paraná e a sua planície como um sistema rio - planície de inundação (Junk *et al.*, 1989), podemos observar diferentes vegetações na várzea [*Caperonia castaneifolia* (L.) A. Saint-Hil., *Coleataenia prionitis* (Nees) Soreng, *Hymenachne amplexicaulis* (Rudge) Nees, *Ipomoea rubens* Choisy, *Iseia luxurians* (Moric.) O'Donell, *Melochia arenosa* Benth, *Polygonum* spp., *Sapium haemospermum* Müll.Arg., *Solanum glaucophyllum* Desf., *Stephoatachys mertensii* (Roth) Zuloaga & Morrone)], barras arenosas [*Cecropia pachystachya* Trécul, *Hymenachne amplexicaulis* (Rudge) Nees., *Inga vera* Willd.], mata ciliar e/ou floresta estacional semidecidual aluvial [*Inga vera* Willd., *Cecropia pachystachya* Trécul, *Pfaffia glomerata* (Spreng.) Pedersen, *Triplaris americana* L, *Unonopsis guatteroides* (A.DC.) R.E.Fr.], florestas alagadas [*Cephalanthus glabratus* (Spreng.) K. Schum., *Erythroxylum anguifugum* Mart., *Psidium persicifolium* O. Berg], floresta estacional submontana [*Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg., *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze, dentre outras].

As espécies de ampla distribuição na PIAP são *Cecropia pachystachya* Trécul, *Inga vera* Willd., *Triplaris americana* L., *Genipa americana* L., *Zygia cataractae* (Kunth) L.Rico (Assis, 1991; Souza & Cislinski, 1996; Souza-Stevaux, 1995; Cislinski & Souza, 1996; Previdello *et al.*, 1996). Essas espécies são de maior abundância devido às suas adaptações fisiológicas e anatômicas aos ambientes sazonalmente alagados.

Quanto à análise estrutural, a maioria das florestas remanescentes demonstram um baixo índice de diversidade, exceto os levantamentos feitos por Assis (1991), por Albuquerque (2003) e Souza *et al.*, 2004, que são áreas com menor alagamento e maior altitude, cujos valores obtidos foram semelhantes com os dos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual do norte do Paraná (bacia do rio Tibagi) (Dias *et al.*, 2002).

Em relação às macrófitas aquáticas, há grande similaridade (em termos florísticos) com a flora aquática do Pantanal mato-grossense (Ferreira *et al.*, 2011). Entre os taxa mais frequentes, encontram-se *Ludwigia* spp., *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, *Eicchornia crassipes* (Mart.) Solms e *Polygonum ferrugineum* Wedd. (Souza *et al.*, 2017).

5. BIODIVERSIDADE ANIMAL

5.1 Meiofauna

Os ciliados planctônicos foram representados por 198 taxa, com destaque para ordem Peniculida, com 22 taxa. Quando avaliada a frequência, os taxa com maior contribuição foram *Urotricha farcta* Claparede & Lachmann (57%), *Tintinnidium* sp. (53%) e *Halteria grandinella* Müller & Dujardin (52%), que pertencem à família Urotrichidae, Tintinnidiidae e Halteriidae, respectivamente. Os dois primeiros taxa também foram os mais abundantes. *Tintinidium* sp., considerado preferencialmente bentônico, é comumente encontrado na região pelágica de lagos e rios de fluxo lento (Berger & Foissner, 2003). Taxa loricarídeos são frequentes em ambientes lóticos, pois a lórica favorece a ocorrência em ambientes com maior fluxo (Negreiros *et al.*, 2017).

A meiofauna perifítica, estudada em pecíolos de *Eichhornia azurea* Kunth e em substratos artificiais em diferentes lagoas da planície de inundação do alto Rio Paraná, foi caracterizada por 315 taxa, incluindo Rotifera (184 taxa), Amebas testáceas (84 taxa), Cladocera (38 taxa) e Copepoda (9 taxa). Rotifera foi o grupo com maior número de ocorrências em ambos os substratos (228 taxa). As famílias com maior contribuição para diversidade foram Lecanidae (Rotifera, 25 taxa), Difflogidae (Ameba testácea, 32 taxa), Chydoridae (Cladocera, 30 taxa) e Cyclopidae (Copepoda, 5 taxa) (Pereira, 2001; Fulone, 2012). Bdelloidea (Rotifera) e alguns taxa de Arcellidae, Difflogidae e Centropyxidae (Ameba testácea) foram os organismos abundantes no substrato natural (Pereira *et al.*, 2007).

Considerando apenas pecíolos de *Eichhornia azurea* Kunth, a composição e a abundância na meiofauna, em diferentes lagoas, foram influenciadas diretamente pela variação do nível hidrológico, através da remoção de organismos, e indiretamente por alterar as condições ambientais, e, em especial, na disponibilidade de recurso alimentar. Além disso, o aumento do nível fluviométrico favoreceu a similaridade da abundância da meiofauna entre os ambientes (Pereira *et al.*, 2007).

Ainda associado às diferentes espécies de macrófitas, como *Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata*, registrou-se ocorrência de 125 taxa de Ostracoda, com destaque para a família Cypridae (62 taxa) (Matsuda *et al.*, 2015; Campos *et al.*, 2017, 2018; Conceição *et*

al., 2017; Higuti *et al.*, 2009a, 2009b, 2010, 2017; Higuti e Martens, 2012, 2014; Bertoncin *et al.*, 2022; Ferreira *et al.*, 2020, 2022; Rosa *et al.*, 2020; Almeida *et al.*, 2021). Matsuda *et al.* (2015) discutiram que a complexidade estrutural de espécies de macrófitas aquáticas pode ser um fator influente na composição de espécies de ostracodes. Estudos apontaram que a composição de taxa variou entre os sistemas de raízes menos densos (*Eichhornia azurea* e *Salvinia* spp) para sistemas de raízes mais densos (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*), sendo maior número de taxa encontrado nesses últimos tipos de sistema de raízes (Higuti *et al.*, 2010).

Outro ponto importante para a diversidade de espécies desses invertebrados em lagos rasos são os ovos de resistência (Rosa *et al.*, 2020). Os experimentos realizados com o sedimento desses lagos mostraram o registro de 12 taxa, sugerindo um compartimento com potencial contribuição de espécies para a comunidade.

Em relação à distribuição dos ostracodes na planície de inundação, Cyprididae foi a família com maior ocorrência nos diferentes ambientes, seguida de Candonidae e Darwinulidae (Higuti *et al.*, 2009, 2010, 2017; Bertoncin *et al.*, 2022). Ampla ocorrência de Cyprididae foi relacionada com fatores locais e regionais, e de Candonidae, a fatores regionais e Darwinulidae, a fatores locais (Higuti *et al.*, 2008).

Em geral, uma maior riqueza de ostracodes foi encontrada nos ambientes lóticos, influenciada por fatores locais, como a comunicação com os ambientes lênticos, e nestes ambientes, fatores regionais, como o pulso de inundação, influenciaram a riqueza de taxa. Dentre as condições locais, a maior transparência da água não influenciou na abundância de alguns taxa nadadores (*Diaphanocypris meridana*, *Cypricercus centrura* e *Cypridopsis vidua*), menores (*Cypridopsis vidua*), ou que apresentavam espinhos (*Cypricercus centrura*), pois ambas as características influenciam na redução da predação. O pH foi outra variável ambiental importante na distribuição e abundância de alguns taxa, visto que baixos valores dificultam a calcificação da carapaça (Higuti *et al.*, 2010, 2017).

Os macroinvertebrados bentônicos foram representados na planície de inundação por 251 taxa, sendo a maioria endêmico da região, o que ressalta a importância das áreas alagadas para conservação da biodiversidade. No geral, um maior número de taxa foi registrado nos ambientes lênticos (Bertoncin *et al.*, 2022).

A família que mais contribuiu para a diversidade da comunidade foi Chironomidae (81 taxa), e com ampla distribuição na planície, especialmente no sedimento e em substratos artificiais (Bertoncin *et al.*, 2022). Estudos realizados no Rio Paraná e em um dos tributários mostraram, ainda, que as alterações do nível fluviométrico influenciaram as diferenças de composição e diversidade de taxa dessa família (Rosin *et al.*, 2009).

A comunidade zooplancônica foi representada na planície por 617 taxa (321 Rotifera, 135 Ameba testácea, 107 Cladocera e 54 Copepoda). Estudos realizados com as formas dormentes zooplancônicas mostraram, ainda, que essas estruturas são importantes para o conhecimento da biodiversidade da comunidade. Após um período de seca extrema foram registrados 57 taxa que eclodiram dos ovos de resistência, 40 taxa não ocorreram na

comunidade planctônica, estudada no mesmo período, e um taxa de Rotifera representou novo registro para o zooplâncton na planície de inundação (Fialek, 2018).

5.2 Ictioparasitos

A fauna parasitária de peixes (Figura 6A) foi representada por 297 taxa, distribuídas em 84 hospedeiros, sendo oito grupos de ectoparasitas e seis grupos de endoparasitas. O maior número de parasitas foi registrado para Dactylogyridae (72 taxa) (Monogenea). O elevado número de taxa registrado na planície de inundação está relacionado, entre outros fatores, à constante chegada de espécies de peixes não nativas no ecossistema, que podem trazer parasitas não nativos também. Nesse sentido, 45% da fauna parasitária estudada na região não é nativa (Lehun *et al.*, 2020).

5.3 Avifauna

Para a avifauna (figura 6C), foram registrados 435 taxa, com destaque para Tyrannidae (70 taxa), que também apresentou ampla distribuição na planície de inundação (Gimenes & Dos Anjos, 2004; Gimenes e Dos Anjos, 2007; Gimenes *et al.*, 2007; Mendonça *et al.*, 2008; Ramos, 2014; Almeida *et al.*, 2016; Almeida *et al.*, 2018). Embora a riqueza de taxa de aves seja elevada, Mendonça *et al.* (2008) destacaram que o processo de desmatamento em décadas passadas e a subtração da extensão original da planície, com a construção de Porto Primavera, pode ter resultado em extinção local de espécies. Segundo Almeida *et al.* (2018), a maior riqueza de espécies nesse ecossistema foi relacionada com a área das lagoas e a diversidade de macrófitas aquáticas.

Estudos com diferentes tamanhos de fragmentos florestais na planície mostraram que a composição da avifauna é distinta entre eles, visto que houve uma afinidade dos taxa ao habitat e a limitação por dispersão. Os taxa de aves florestais interior-preferentes e de grande porte devem receber maior atenção em ações de conservação, pois apresentam elevado grau de especialização ao habitat e por isso têm maior risco de extinção local; ao passo que taxa indicadores de fragmentos ripários pertencem a um grupo de taxa com maior tolerância à degradação do habitat (Ramos, 2014).

5.4 Ictiofauna

A ictiofauna da planície de inundação (6B) foi composta por 211 espécies, distribuídas em 126 gêneros, 41 famílias e 10 Ordens (Ota *et al.*, 2018). As espécies apresentam diferentes estratégias reprodutivas, sendo sedentárias ou realizando migrações de curta ou longa distância, podendo apresentar fertilização interna ou externa, cuidado parental, desova total ou parcelada. Apresentam também uma alta plasticidade trófica, sendo classificadas em guildas alimentares de acordo com a dieta predominante (e.g. piscívoros, herbívoros, zooplantívoros). A planície comporta habitats imprescindíveis para o desenvolvimento inicial dos peixes migradores de longa distância (MLD), abrigando-os durante um ou dois anos até que sejam recrutados ao estrato adulto (Agostinho *et al.*, 2007). Embora a ocorrência de cheias intensas e duradouras beneficiem o recrutamento

de todas as guildas reprodutivas, isso é especialmente acentuado para os MLD (Agostinho *et al.*, 2004; Oliveira *et al.*, 2020).

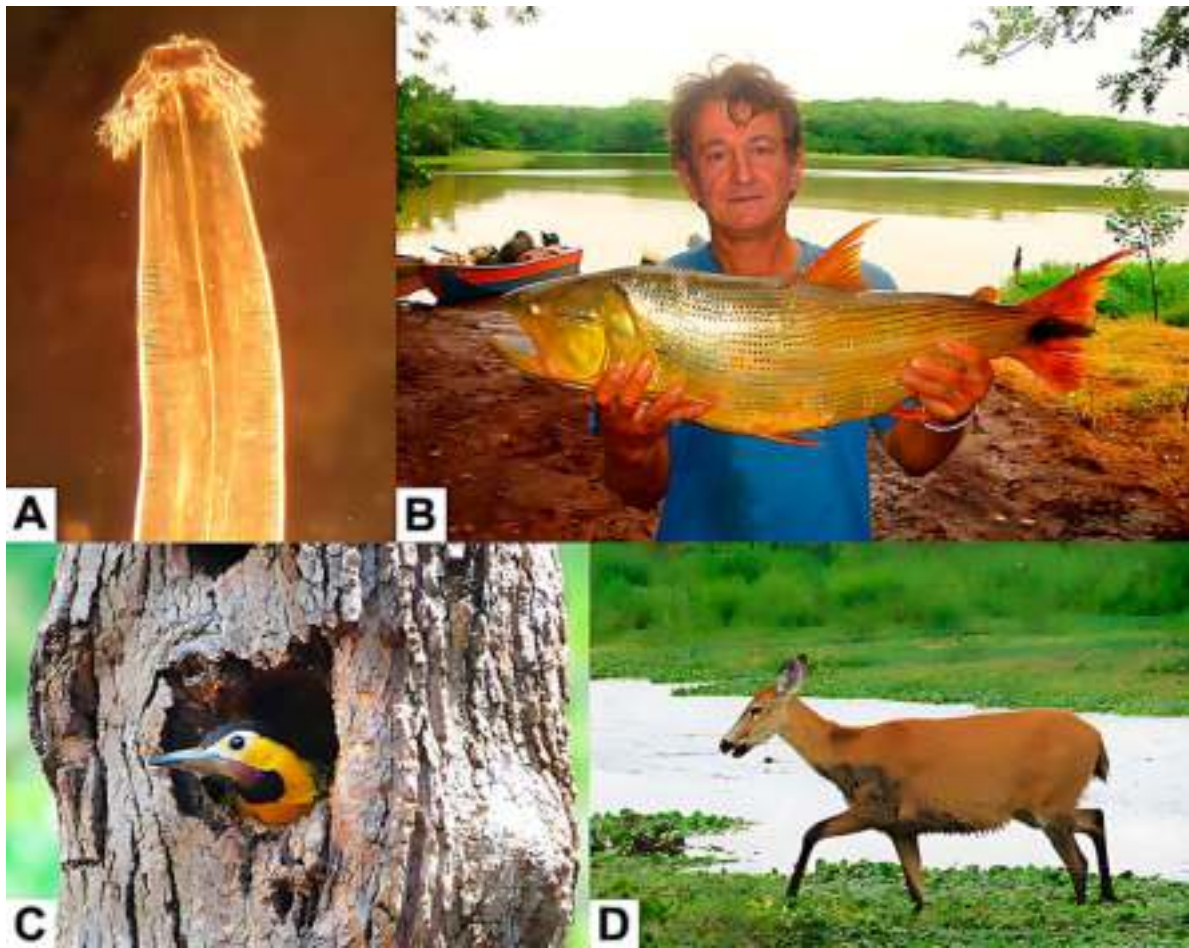


Figura 6. A) *Ancyracanthus schubarti* Kohn, Gomes & Motta, 1968; (B) *Salminus brasiliensis* (dourado) (C) *Colaptes campestris* (Vieillot, 1818) (pica-pau); (D) *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815). Planície de inundação do alto Rio Paraná, Brasil. Crédito das imagens: Nupélia/UEM. (A) identificado por Ricardo M. Takemoto; (B, C, D) identificados por Wladimir Domingues.

5.5 Outros grupos de animais

Para os demais grupos de animais, os estudos na planície são mais escassos. A comunidade de anfíbios anuros em lagoas foi representada por 24 taxa, sendo Hylidae mais representativo (13 taxa). *Dendropsophus nanus*, *Hypsiboas raniceps* e *H. punctatus* foram os taxa mais abundantes (Affonso, 2012). Diferenças na composição de taxa entre os ambientes foram influenciadas pela conectividade ou não das lagoas com o rio, sendo aquelas com comunicação permanente as que apresentaram uma maior diversidade de taxa. Esse fato foi observado principalmente nas lagoas localizadas na área do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema (Affonso, 2012).

A comunidade de aranha associada às macrófitas aquáticas foi representada por 42 taxa/morfoespécies, que ocorreram principalmente em *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata*. No entanto, a presença da macrófita invasora *Urochloa*

arrecta influenciou na redução da diversidade. A riqueza e abundância de taxa foram relacionadas diretamente com a complexidade dos micro-habitats, como a altura da vegetação e a cobertura contínua da superfície da água, e o número de indivíduos também foi influenciado pela diversidade de habitats, como os diferentes morfotipos de macrófitas (Silva, 2018).

Em relação à quiropteroфаuna, foram registrados 17 taxa, representados principalmente por Phyllostomidae (13 taxa), e dentre esses destacam-se os taxa com hábito frugívoro (10 taxa). Os taxa mais frequentes foram *Artibeus planirostris*, seguidos de *A. lituratus* and *Carollia perspicillata*. Em geral, a maioria dos taxa apresentou reduzida abundância, sugerindo a fragilidade da comunidade de se manter no ecossistema, o que pode levar à extinção local ou a restringir a distribuição das espécies. A reduzida captura de alguns taxa de maior tamanho, como *Chrotopterus auritus* e *Phyllostomus hastatus*, foi relacionada a sua baixa resiliência em permanecer em ambientes impactados. *Desmodus rotundus* foi o único taxa hematófago registrado e esse fato foi associado à disponibilidade de recurso, considerando os animais silvestres e ao gado cultivado na região (Ortêncio-Filho & Reis, 2009).

Os quirópteros também apresentaram atividades noturnas e sazonais distintas. *Artibeus lituratus*, *A. planirostris* foram os taxa mais capturados ao longo da noite, e *Carollia perspicillata*, no início da noite. Os dois primeiros taxa ocorreram em especial no verão e primavera, e *A. fimbriatus*, no outono e inverno. Por outro lado, *C. perspicillata* e *Platyrrhinus lineatus* se destacaram no verão e outono, e *Sturnira lilium*, no verão, outono e primavera (Ortêncio-Filho et al., 2009).

A coocorrência de taxa de *Artibeus* foi possível devido aos hábitos generalistas na alimentação, como vários frutos principalmente de Cecropiaceae e Moraceae, sendo a primeira família abundante na planície de inundação. Já a coocorrência de *C. perspicillata*, *Platyrrhinus lineatus* e *Sturnira lilium*, ao contrário, pode ter sido favorecida pela utilização de diferentes recursos. Sazonalmente, o predomínio desses taxa em períodos quentes e úmidos foi devido à presença de uma grande quantidade de frutos (Ortêncio-Filho et al., 2009).

Estudos na planície, ainda, apontaram a ocorrência de 34 taxa de mamíferos não voadores (Figura 6D). Os resultados mostraram também que a região da planície é um ponto de sobreposição entre as faunas de mamíferos de áreas vizinhas, e isso ficou bem claro para os primatas *Cebus nigratus* (macaco-prego-preto) e *C. libidinosus* (macaco-prego-amarelo), visto que o primeiro taxa tem sua distribuição na região central do Brasil e o segundo, na Mata Atlântica, e apresentaram distribuições contínuas, sendo alopátricas ao longo do Rio Paraná (Aguiar et al., 2007).

Em relação aos primatas, foi também registrado *Alouatta caraya* (bugio-preto). Esse taxa provavelmente substituiu o taxa congênico *Alouatta clamitans* (bugio-ruivo), que foi registrado na região em décadas passadas. *A. caraya* apresenta maior flexibilidade em se adaptar a condições extremas, como a fragmentação de habitats. Ao contrário,

A. clamitans é relativamente sensível a impactos antrópicos, o que não favoreceu a sua permanência na região. Além disso, *A. caraya* também é mais resistente à infestação por parasitas, como já mostrado em estudos de zoonoses em primatas na região. Esses dois fatores podem contribuir para o entendimento da extinção local de *A. clamitans* (Aguiar *et al.*, 2007).

Outro ponto que influenciou a distribuição dos mamíferos não voadores na planície foi o Rio Paraná, que funcionou como barreira de dispersão para alguns *taxa*. Alguns desses mamíferos apresentaram distribuição em apenas uma das margens do rio, como *Cebus libidinosus*, que ocorreram na margem direita, e *Lepus europaeus* e *Sylvilagus brasiliensis* (lebre), na margem esquerda; outros não ocorreram nas ilhas, como *C. nigritus* (macaco-prego-preto), *C. libidinosus* e *Nasua nasua* (quati-de-cauda-amarela), e outros apenas nas ilhas, como *Chironectes minimus* (cuica d'água) e *Sus scrofa* (Aguiar *et al.*, 2007).

A coocorrência de *Lepus europaeus* e *Sylvilagus brasiliensis* é considerada preocupante para a sobrevivência do *taxa* nativo (*S. brasiliensis*), assim como ocorreu com os bugios, e estudos sobre *L. europaeus* são incipientes na planície de inundação (Aguiar *et al.*, 2007).

6. APROVEITAMENTO HUMANO E AMEAÇAS AMBIENTAIS

O reconhecimento do papel da PIAP na conservação da biota regional (aproximadamente 5.000 espécies animais e vegetais) pode ser evidenciado pela criação de três unidades de conservação com diferentes graus de proteção: a Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná (de uso sustentável), o Parque Nacional de Ilha Grande, e o Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema (proteção integral; Agostinho *et al.*, 2013). Este último, criado como uma medida compensatória devido aos impactos da barragem de Porto Primavera (imediatamente a montante da PIAP), tem se mostrado eficiente em tamponar alguns dos impactos sobre a bacia (Schmitz, no prelo), funcionando até mesmo como fonte de propágulos para espécies vulneráveis (e.g. o dourado *Salminus brasiliensis*; Dias *et al.*, 2022), e outras espécies importantes para o funcionamento ecossistêmico do Rio Paraná (Braghin *et al.*, 2015). Os ambientes presentes contidos nas áreas de proteção integral apresentam maior integridade ambiental.

Apesar dessas áreas protegidas, a biota aquática da PIAP vem sendo submetida a diversos impactos humanos que, embora não oriundos de trechos internos das unidades de conservação sob as quais está inserida, causam a degradação do habitat e a perda da biodiversidade. Nesse contexto, destaca-se a regulação imposta pelos represamentos, não apenas no regime hidrológico, mas também no fluxo de nutrientes, sedimentos e propágulos. Ademais, é relevante a introdução de espécies, a degradação da mata ripária e o uso exacerbado de pesticidas. A influência que as barragens exercem sobre

o fluxo hídrico, controlando o regime de cheias, simplifica, ao longo do tempo, tanto a diversidade taxonômica quanto a diversidade de funções e ecossistêmicas desempenhadas por diversos grupos de organismos (Rodrigues *et al.*, 2015; Braghin *et al.*, 2018; Oliveira *et al.*, 2018; Pineda *et al.*, 2020).

6.1 Barragens hidrelétricas

A construção de hidrelétricas a montante da planície implica mudanças no regime hidrológico do rio, com controle de fluxo hídrico imposto pela operação das barragens, sedimentação e erosão. A retenção de sedimentos e nutrientes pelos reservatórios empobreceu a planície (oligotrofização) e elevou a transparência das águas do Rio Paraná, com reflexos marcantes nos habitats e na biota associados à sua calha principal (Agostinho *et al.*, 1995, 2013; Roberto *et al.*, 2009).

O regime de cheias compreende uma gama de atributos como época, intensidade, duração, extensão, tempo de recorrência, taxa de incremento e de recessão, que afetam não apenas os processos biogeoquímicos e geomorfológicos, mas a integridade biótica de todo o ecossistema (Bunn & Arthington, 2002). Todos esses atributos estão ligados às comunidades biológicas, com impactos que variam entre os grupos e afetam respostas de recrutamento, composição, riqueza e dominância de espécies, e diversidade taxonômica e funcional.

6.1.1 Impactos sobre a Ictiofauna

Os atributos das cheias estão profundamente ligados às comunidades de peixes, com destaque para aquelas com estratégia migradora (Gomes & Agostinho, 1997; Agostinho *et al.*, 2004; Suzuki *et al.*, 2009; Oliveira *et al.*, 2020). A ausência de cheias intensas e duradouras tem levado à falha no recrutamento e redução na abundância total de peixes migradores de grande importância comercial (Oliveira *et al.*, 2015, 2020; Dias *et al.*, 2022). Os represamentos interrompem as rotas de migração dos peixes migradores, e as alterações nos atributos das cheias afetam os sinais que levam à formação de cardume e à migração, bem como a modificações ou reduções de habitats críticos ao ciclo de vida de peixes migradores. Entretanto, as pesquisas realizadas nessa planície têm revelado que esse impacto não se restringe a espécies de peixes migradores, mas alcança também espécies residentes e outros grupos de espécies que compõem a biota, além dos processos ecológicos como um todo (Agostinho *et al.*, 2004; Granzotti *et al.*, 2018; Diniz *et al.*, 2023).

A despeito da antropização, a heterogeneidade de habitats e a rica rede hídrica com os grandes afluentes ainda não regulados conferem a esse segmento da bacia um papel fundamental na manutenção de quase todas as espécies aquáticas que ocupavam a bacia do alto Rio Paraná. De fato, tanto a pesca artesanal e esportiva como as estratégias de conservação de espécies de grande porte dependem do regime de inundação nesses trechos, reconhecidos pela ciência e pelos pescadores como “berçários” (Agostinho *et*

al., 2004; Oliveira *et al.*, 2018, 2020). Embora o regime hidrológico de cada afluente seja relevante para o funcionamento dessas áreas, o tempo em que permanecem alagadas está associado ao nível do Rio Paraná.

O papel da calha do Rio Paraná para o recrutamento de peixes migradores é bastante limitado pela transparência de suas águas. Naturalmente, os ovos de peixes migradores derivam por dezenas de quilômetros enquanto se desenvolvem e as larvas eclodem e continuam descendo até o momento em que as reservas do saco vitelínico se esgotam e a alimentação exógena seja vital, quando devem buscar as áreas marginais recém-alagadas. Esse processo, que sucede as migrações e as desovas dos peixes na cabeceira, ocorre no início das cheias e sob condições de águas turbidas, que os protege da predação até que alcancem as áreas marginais recém-alagadas. Essas áreas alagadas, com menor movimentação da água, fornecem um ambiente mais propício à captura de algas ou invertebrados e com maior disponibilidade de abrigo e alimento (Agostinho *et al.*, 2007). Porém, as cheias no Rio Paraná são fundamentais para retardar a vazante na várzea dos trechos baixos dos tributários, assegurando que os alevinos e juvenis tenham um maior tamanho por ocasião do retorno da água à calha, garantindo maior sobrevivência e sucesso no recrutamento de novos indivíduos aos estoques ou populações. Reduções abruptas do Rio Paraná na estação reprodutiva, em geral decorrentes de interferência da operação das barragens, podem promover mortandades massivas de juvenis nas áreas de várzea (AAA, observação pessoal).

6.1.2 Impactos sobre algas fitoplanctônicas e perifíticas

A ausência de cheias intensas e duradouras influencia diretamente a composição taxonômica de fitoplâncton nos ambientes confinados adjacentes ao Rio Paraná, pois reduz a profundidade dos corpos de água, concentrando nutrientes e tornando mais provável a ressuspensão desses pela ação de ventos (Pineda *et al.*, 2020). Em períodos extremamente secos, foi verificada baixa riqueza de táxons, uma comunidade pouco variável e marcante dominância de poucas espécies (Bortolini *et al.*, 2015).

A reduzida variabilidade das condições ambientais na planície de inundação, decorrente da ausência de pulsos sazonais relevantes, levou à predominância de alguns fitoflagelados e redução na riqueza de táxons fitoplanctônicos e à já mencionada dominância (Bortolini *et al.*, 2015). Por sua vez, as regiões preservadas da planície de inundação, como a do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, menos afetadas por barramentos, não apresentaram perdas de diversidade, tiveram redução de cianobactérias (Pineda *et al.*, 2020b) e as alterações na composição de espécies foram cíclicas, como esperado em regiões em que o ciclo hidrológico não tem sido modificado (Pineda *et al.*, 2020).

Alterações relevantes foram notadas para as algas perifíticas em uma lagoa conectada ao Rio Paraná, logo após a formação do reservatório de Porto Primavera, onde a composição da comunidade foi alterada, com mudanças nas classes dominantes após esse último represamento. Antes do barramento, Zygnemaphyceae era a classe

predominante, mas, dez anos depois, essa classe compartilhou a dominância com Chlorophyceae e cianobactérias. O número de táxons das classes Euglenophyceae e Xanthophyceae diminuiu e Oedogoniophyceae não foi mais registrada (Murakami *et al.*, 2009). Ressalta-se que o predomínio de cianobactérias, tanto no perifiton quanto no fitoplâncton, pode indicar perda da qualidade de água para o consumo e recreação, pois a maioria dos representantes desse grupo tem o potencial de produzir toxinas. Cabe destacar que grande parte das cianobactérias presentes no Rio Paraná são provenientes dos reservatórios a montante, visto que o rio apresenta reduzidas concentrações de nutrientes (Bortolini *et al.*, 2017). No entanto, ao longo do eixo do Rio Paraná, em direção ao reservatório de Itaipu, diminui a dominância de cianobactérias, com o desenvolvimento de outros grupos (Jati *et al.*, 2017).

6.1.3 Impactos sobre o zooplâncton

Cheias e secas extremas e variações nas condições limnológicas, devido à frequência, intensidade e regularidade das cheias, levaram a mudanças na composição das assembleias, em especial de rotíferos e microcrustáceos (Bonecker *et al.*, 2013,2020) e maiores valores de riqueza de taxa foram relacionados à elevada amplitude de cheia (Lansac-Tôha *et al.*, 2009; Bonecker *et al.*, 2020). Secas extremas favoreceram o grande desenvolvimento de algumas populações, devido ao isolamento entre os ambientes e o aumento da competição interespecífica (Bonecker *et al.*, 2020). Entretanto, períodos de cheias, após longos períodos de seca, podem reduzir a riqueza e a abundância de taxa devido ao efeito de diluição, pois a ausência de cheias pode tornar as condições ambientais locais adversas às populações que se dispersam na planície de inundação (Bonecker *et al.*, 2020).

Em geral, a riqueza e abundância de taxa zooplanctônicos vêm reduzindo ao longo do tempo, após a formação do reservatório de Porto Primavera. Na região da planície, localizada nas unidades de conservação, esses atributos da comunidade variam ciclicamente, de acordo com a variação do nível fluviométrico; ao passo que, na região mais impactada com o barramento, esses atributos variaram muito pouco, em resposta à regulação do nível fluviométrico e ao contínuo processo de oligotrofização, tendendo à homogeneização da comunidade (Bonecker *et al.*, 2020).

Estudos experimentais mostraram, ainda, que o cenário da oligotrofização, com elevada transparência e baixa concentração de nutrientes, levou à redução do tamanho corpóreo dos organismos, provavelmente, devido ao aumento da predação e a ausência de recursos para sustentar as populações de organismos de maior tamanho (Braz *et al.*, 2020). Ao longo do tempo, a diversidade do zooplâncton também respondeu a fatores locais, como a redução dos sólidos inorgânicos em suspensão e disponibilidade de alimento (Bonecker *et al.*, 2013). Esses resultados indicaram uma sinergia na resposta da comunidade às alterações das condições ambientais, ante os impactos naturais e antrópicos no ecossistema (Bonecker *et al.*, 2020).

6.1.4 Impactos sobre macroinvertebrados bentônicos

Para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, uma menor dominância de taxa foi constatada no período logo após a formação do reservatório de Porto Primavera, com reduzida vazão na planície de inundação. Alguns anos após esse período, a composição de taxa nos rios Paraná e Ivinheima mudou e uma maior similaridade entre as comunidades foi observada nos anos seguintes, sugerindo uma resiliência da comunidade ao impacto antrópico, bem como maiores valores de diversidade de taxa. Além disso, a maior conectividade entre os ambientes e a dispersão de taxa durante as cheias subsequentes levaram a maiores alterações na ocorrência de taxa em escala local (Rosin *et al.*, 2009).

Tributários menos impactados pelos represamentos também foram ambientes importantes para a maior riqueza de taxa de Oligochaeta, apresentando maiores valores de oxigênio dissolvido e condutividade elétrica, além de sedimento composto principalmente por seixo, areia fina e média e reduzida concentração de matéria orgânica (Ragonha *et al.*, 2014). Como os represamentos alteram a granulometria do sedimento, devido a modificações no processo de transporte e deposição, esses também afetaram a distribuição dos diferentes morfotipos de Chironomidae. A jusante do reservatório de Porto Primavera, verificou-se o predomínio de sedimentos mais grosseiros, e mais distante da barragem esse sedimento se tornava mais fino, explicando o predomínio de espécies como *Lopesclaudius*, *Cryptochironomus*, *Harnischia* complex morphotypes, *Polypedilum*, *Tanytarsus* e *Axarus*. Por outro lado, sedimentos mais grosseiros, próximo à barragem, favoreceram o predomínio de larvas de *Cricotopus*, *Thienemanniella* e *Riethia* (Pinha *et al.*, 2013).

6.2 Outros impactos na PIAP

Embora a produção hidrelétrica seja a modalidade de aproveitamento dos recursos hídricos da bacia mais notável, os recursos naturais do trecho livre remanescente da bacia do alto Rio Paraná contam com outros usos que se constituem também em ameaças à integridade dessa região. Os afluentes que chegam ao remanescente livre da planície de inundação do alto Rio Paraná, que resistem às constantes investidas de empreendedores do setor hidrelétrico (rios Piquiri e Ivaí; Affonso *et al.*, 2015), drenam áreas agrícolas e de pastagem com o uso intensivo de pesticidas, além de práticas agropecuárias incompatíveis com a conservação de áreas úmidas, como degradação da vegetação ripária e incorporação da várzea no sistema agrícola (rizicultura) (Agostinho *et al.*, 2013).

Outra grande ameaça à integridade da planície de inundação do alto Rio Paraná são as espécies não nativas. Entre elas destacam-se as algas fitoplanctônicas, macrófitas, invertebrados e peixes. A espécie não nativa fitoplanctônica *Ceratium furcoides* (Jati *et al.*, 2017) apresentou alta densidade em lagoas da planície e pode causar mortes de peixes pela obstrução das suas vias respiratórias. Dentre as macrófitas destaca-se a ocorrência de duas espécies não nativas, a submersa *Hydrilla verticillata* (L. f.) Royle e a

emergente *Urochloa arrecta* (Hack. ex T. Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga (Souza *et al.*, 2007), que merecem especial atenção em função de sua rápida expansão e potenciais impactos sobre as comunidades nativas. Já dentre as espécies de vegetação ripária, as espécies *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs (capim-colonião) e *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (leucena) são as invasoras mais preocupantes.

Dentre os invertebrados, foram registradas três espécies não nativas (*Kellicottia bostoniensis*, rotífero, *Daphnia lumholtzi*, cladóceros e *Mesocyclops ogunnos*, copépode). Estudos com uma longa série temporal mostraram que a ocorrência e abundância de *K. bostoniensis* foram menores quando a abundância de taxa nativos zooplânctônicos e a turbidez eram elevadas. Entretanto, *K. bostoniensis* tem ocorrido com maior frequência na região e sua abundância tem se mantido, indicando seu potencial estabelecimento e dispersão no ecossistema (Palazzo *et al.*, 2023). Para a comunidade bentônica, foram registradas três espécies de moluscos não nativos: *Corbicula fluminea*, *Melanoides tuberculata* e *Limnoperna fortune* (Bertoncin *et al.*, 2022).

Já entre os peixes, quase 30% de todas as espécies desse grupo na região são não nativas desse trecho da bacia (Ota *et al.*, 2018). A maioria dos peixes não nativos alcançou a área após a submersão dos Saltos de Sete Quedas, uma barreira natural que desapareceu após o enchimento do reservatório de Itaipu (Júlio Jr. *et al.*, 2009). Ademais, a construção de um sistema de transposição de peixes junto à barragem de Itaipu permitiu a passagem de várias espécies até então ausentes no alto Rio Paraná (Vitule *et al.*, 2014; Angulo-Valencia *et al.*, 2022). Escapes de peixes a partir de tanques de cultivos, liberações por pescadores esportivos (isca, estocagem) e aquaristas (Ortega *et al.*, 2015). Antes de alcançar a área da planície parte relevante dessas espécies proliferaram em reservatórios da bacia (Gois *et al.*, 2015), utilizando esses ambientes como trampolim para alcançar áreas não represadas (Johnson *et al.*, 2008).

Ainda em relação aos vertebrados, foram registrados três taxa de mamíferos introduzidos: *Lepus europaeus* - lebre-comum, *Sus scrofa* - javali, *Alouatta caraya* - bugio-preto (Aguiar *et al.*, 2007).

A introdução de *Apis mellifera* (abelha-europeia) na região das ilhas do Rio Paraná, com o apoio econômico do governo federal, também causa preocupação para a conservação de mamíferos não voadores. As caixas de criação das abelhas, geralmente, estão instaladas em diferentes estratos superiores da vegetação, onde as condições ambientais são mais favoráveis para o desenvolvimento das populações de *A. caraya* e *C. nigritus*, levando-os a ocupar regiões não muito favoráveis (Aguiar *et al.*, 2007).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Embora comporte ainda o trecho livre de barragem mais relevante da bacia do alto Rio Paraná, é uma bacia quase toda dominada por usinas hidrelétricas instaladas. Calcula-se

que os reservatórios na bacia acumulem 260 km³ de água, cerca de 63% do volume anual de vazão, e o manejo tem na demanda de produção de energia elétrica a sua maior limitação. Quanto maior o sistema fluvial, mais lenta será a resposta às alterações introduzidas nas suas variáveis (Stevaux & Latrubesse, 2017). Assim, os impactos das represas sobre os distintos componentes bióticos e abióticos da planície ainda estão em andamento, embora ações de conservação como o estabelecimento de unidades de conservação, as restrições à pesca e, mesmo a busca de compatibilização entre a operação das usinas e as demandas de cheias pela biota, estejam sendo executadas. Dessa forma, para a conservação da planície de inundação do alto Rio Paraná, são necessárias ações coordenadas de conservação e gestão sustentável dos recursos naturais, que envolvam a manutenção das áreas protegidas, a participação das comunidades locais e de diferentes setores da sociedade, a continuação dos estudos de longa duração, bem como o ajuste na operação do sistema de barragens hidrelétricas a montante considerando as demandas de cheias para manter minimamente o funcionamento ecossistêmico da PIAP.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Jéssica Magon Garcia, Susicley Jati e Wladimir Domingues, pelas valiosas sugestões/informações, ao Marcelo Schmitz, pela figura 2, ao Celso Ikedo e Horácio Ferreira Júlio Júnior, pelas imagens fotográficas, à Capes, pelas bolsas de doutorado e pós-doutorado, ao CNPq, pelas bolsas de pós-doutorado e produtividade em pesquisa, ao PELD-PIAP/CNPq, pelo suporte financeiro, e ao Nupélia/UEM, pelo apoio logístico.

REFERÊNCIAS

- Affonso, I.P. (2012). Anfíbios anuros de lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná [dissertação]. Maringá: Universidade Estadual de Maringá; 36 p.
- Affonso, I.P., Azevedo, R.F., Santos, N.L.C., Dias, R.M., Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. (2015). Pulling the plug: replicable strategies to preclude dam expansion in Brazilian rivers of high-priority for conservation. *Natureza & Conservação*. Jul 13(2):199-203. [doi:10.1016/j.ncon.2015.11.008](https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.008)
- Agostinho, A.A., Vazzoler, A.E.A.M. & Thomaz, S.M. (1995). The high Paraná river basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi J.G.; Bicudo C.E.M.; Matsumura-Tundisi T. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro - RJ. Academia Brasileira de Ciências; p. 59 - 104.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Bonecker, C.B. & Thomaz, S.M. (2013). Padrões de variação de longo prazo na planície de inundação do alto rio Paraná. In: Tabarelli, M., Rocha, C.F.D. da, Romanowski, H.P., Rocha, O., Lacerda, L.D. de (eds.) *Dez anos do programa de pesquisas ecológicas de longa duração no Brasil: achados, lições e perspectivas*. Recife: Universidade Federal de Pernambuco; p. 167-190.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Veríssimo, S. & Okada, E.K. (2004). Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Rev Fish Biol Fish. Mar*; 14:11-19. [doi: 10.1007/s11160-004-3551-y](https://doi.org/10.1007/s11160-004-3551-y)

Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Thomaz, S.M. & Hann, N.S. (2004). The Upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Thomaz, S.M., Hann, N.S. The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation. Leiden: The Netherlands, Blackhuys Publishers; p. 381-393.

Agostinho, A.A., Gomes, L.C. & Pelicice, F.M. (2007). Ecologia e manejo dos recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Editora da Universidade Estadual de Maringá. Maringá, Brasil.

Agostinho, A.A., Pelicice, F.M. & Gomes, L.C. (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz J Biol. Nov*;68(4): 119-1132. doi: [10.1590/S1519-69842008000500019](https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019).

Agostinho, A.A., Thomaz, S. & Gomes, L.C. (2004). Threats for biodiversity in the floodplain of the Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrol Hydrobiol.* 4(3):255-268.

Aguiar, L.M., Ludwig, G., Svoboda, W.K., Hilst, C.L., Navarro, I.T. & Passos, F.C. (2007) Occurrence, local extinction and conservation of Primates in the corridor of the Upper Paraná River, with notes on other mammals. *Rev Bras Zool. Dec*; 24(4):898-906. doi: [10.1590/S0101-81752007000400006](https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000400006)

Albuquerque, E.C. (2003) Levantamento fitossociológico da floresta ripária do alto rio Paraná, tributário ribeirão São Pedro [TCC]. Maringá: Universidade Estadual de Maringá; 48 p.

Almeida B.A., Green, A.J., Sebastián-González, E. & Dos Anjos, L. (2018). Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics. *PLoS One. Jul*;13(7):e0200959. doi: [10.1371/journal.pone.0200959](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200959)

Almeida, B.A., Silva, C.B., Gimenes, M.R. & dos Anjos, L. (2016). Waterbirds in a floodplain: influence of spatial and environmental factors through time. *Rev Bras Ornitol. Dec*; 24(4):314-322. doi: [10.1007/BF03544360](https://doi.org/10.1007/BF03544360)

Almeida, N.M., Ferreira, V.G., Higuti, J. & Martens, K. (2021). On two new species of Cypricercus Sars, 1895 (Crustacea, Ostracoda) from Brazil with a discussion on the taxonomy of the genus. *Zootaxa. Mar*;4938(5): 501-536. doi: [10.11646/zootaxa.4938.5.1](https://doi.org/10.11646/zootaxa.4938.5.1)

Almeida, N.M., Higuti, J., Ferreira, V.G. & Martens, K. (2021). A new tribe, two new genera and three new species of Cypridopsinae (Crustacea, Ostracoda, Cyprididae) from Brazil. *Eur J Taxon. Apr*;762(1):1-48. doi: [10.5852/ejt.2021.762.1451](https://doi.org/10.5852/ejt.2021.762.1451)

Alves, J.C., Andreotti, G.F., Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. (2021). Effects of the El Niño Southern Oscillation (ENSO) on the fish assemblages of a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia. Mar*; 848:1811-1823 doi: [10.1007/s10750-021-04555-4](https://doi.org/10.1007/s10750-021-04555-4)

Agência Nacional de Águas. [homepage na internet]. 2023. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb>

Angulo-Valencia, M.A., Dias, R.M., Alves, D.C., Winemiller, K.O. & Agostinho, A.A. (2022) Patterns of functional diversity of native and non-native fish species in a neotropical floodplain. *Freshw Biol. May*; 67:1301-1315. doi: [10.1111/fwb.13918](https://doi.org/10.1111/fwb.13918)

Aoyagui, A.S.M. & Bonecker, C.C. (2004). Rotifers in different environments of the Upper Parana River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with connectivity. *Hydrobiologia. Jul*; 522: 281-290.

Assis, M.A. Fitossociologia de um remanescente de mata ciliar do rio Ivinhema, MS. [dissertação] (1991). Campinas: Universidade Estadual de Campinas; 163 p.

Bertoncin, A.P.D.S., Tramonte, R.P., Pinha, G.D., Gentilin-Avanci, C., Oliveira, M.V.C.D. & Mormul, R.P. (2022). On the significance of wetlands: three decades of aquatic macroinvertebrate monitoring programs in a Neotropical floodplain. *Acta Limnol Bras. Apr*; 34(10):1-13. doi: [10.1590/S2179-975X4721](https://doi.org/10.1590/S2179-975X4721)

Berger, H. & Foissner, W. (2003). Illustrated guide and ecological notes to ciliate indicator species (Protozoa, Ciliophora) in running water, lakes and sewage plants. In: Steinber, G., Calmano, C., Klapper, H., Wilken, R. D. Handbuch Angewandte Limnologie, 17. Landsberg: Verlagsgesellschaft, p. 1-160.

Bichoff, A., Osório, N.C., Dunck, B. & Rodrigues, L. (2016). Periphytic algae in a floodplain lake and river under low water conditions. *Biota Neotrop.* 16(3): 1-13. doi: [10.1590/1676-0611-BN-2016-0159](https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0159)

Bomfim, F.F., Lansac-Tôha, F.M., Bonecker, C.C. & Lansac-Tôha, F.A. (2021). Determinants of zooplankton functional dissimilarity during years of El Niño and La Niña in floodplain shallow lakes. *Aquat Sci., Mar*; 83(41): 1-13. doi: [10.1007/s00027-021-00796-6](https://doi.org/10.1007/s00027-021-00796-6)

- Bonecker, C.C., Aoyagui, A.M. & Santos, R.M. (2009). The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. *Braz J Biol.* 69(2): 529-537.
- Bortolini, J.C., Pineda, A., Rodrigues, L.C., Jati, S & Velho, L.F.M. (2017). Environmental and spatial processes influencing phytoplankton biomass along a reservoirs-river-floodplain lakes gradient: A metacommunity approach. *Freshw Biol.* Aug; 62(10): 1756-1767. doi: [10.1111/fwb.12986](https://doi.org/10.1111/fwb.12986)
- Bortolini, J.C., Train, S. & Rodrigues, L.C. (2016). Extreme hydrological periods: effects on phytoplankton variability and persistence in a subtropical floodplain. *Hydrobiologia.* Jun; 763:223-236. doi: [10.1007/s10750-015-2378-y](https://doi.org/10.1007/s10750-015-2378-y)
- Braghin, L.S.M., Almeida, B.A., Amaral, D.C., Canella, T.F., Gimenez, B.C.G & Bonecker, C.C. (2018). Effects of dams decrease zooplankton functional β -diversity in river-associated lakes. *Freshwater Biol.* 63: 721-730. doi: [10.1111/fwb.13117](https://doi.org/10.1111/fwb.13117)
- Braghin, L.S.M., Figueiredo, B.R.S., Meurer, T., Michelin, T.S., Simões, N.R. & Bonecker, C.C. (2015). Zooplankton diversity in a dammed river basin is maintained by preserved tributaries in a tropical floodplain. *Aquat Ecol.* 49: 175-187. doi:[10.1007/s10452-015-9514-7](https://doi.org/10.1007/s10452-015-9514-7)
- Braun, O.P.G. (1971). Contribuição Buckà Geomorfologia do Brasil Central. *Rev. Bras. de Geografia.* 32(2):1-36.
- Bunn, S.E. & Arthington, A.H. (2002). Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management.* Oct; 30(4):492-507. doi: [10.1007/s00267-002-2737-0](https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0)
- Campos, R., Conceição, E.O. Oliveira Pinto, M.B., dos Santos Bertoincin, AP, Higuti, J & Martens, K. (2017). Evaluation of Quantitative Sampling Methods in pleuston: an Example from Ostracod Communities. *Limnologia.* Mar; 63(63):36-41. doi:[10.1016/j.limno.2017.01.002](https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.01.002)
- Campos, R., Lansac-Tôha, F.M., Conceição, E.O., Martens, K. & Higuti, J. (2018). Factors Affecting the Metacommunity Structure of Periphytic Ostracods (Crustacea, Ostracoda): a Deconstruction Approach Based on Biological Traits. *Aquat Sci.* Feb; 80(2):1-12. doi:[10.1007/s00027-018-0567-2](https://doi.org/10.1007/s00027-018-0567-2)
- Cardoso, M.R.D., Marcuzzo, F.F.N. & Barros, J.R. (2014). Classificação climática de Köppen-geiger para o Estado de Goiás e o Distrito Federal. *Boa Vista: ACTA Geográfica.* 8(16):40-55.
- ELETROSUL. (1986). Ilha Grande - A vegetação da área de influência do reservatório da Usina Hidrelétrica de Ilha Grande (PR/MA) (Levantamento da escala 1:250.000). Florianópolis. 52 p.
- Chmyz, I. (1983) Projeto arqueológico Itaipu (1975-1983). Curitiba: Convênio Itaipú/IPHAN; V. 7
- Cislinski, J. & Souza-Stevaux de, M.C. (1996). Vegetação de uma área do trecho superior do rio Paraná e seu potencial para reflorestamento. *Caderno de Resumos do 8º Seminário Regional de Ecologia.* UFSCar. São Carlos, SP.
- ClimaChart.Net. (2023). An application to create meteorological charts for places worldwide. Technisch University of Dresden, Disponível em <https://climatecharts.net/>, acesso em março de 2023.
- Comunello, E., Souza Filho, E.E., Rocha, P.C. & Nanni, M.R. (2003). Dinâmica de inundação de áreas sazonalmente alagáveis na planície aluvial do alto rio Paraná: estudo preliminar. *Anais do XI SBSR; 05-10 abr 2003; Belo Horizonte: INPE; 2003.* p. 2459-2466.
- Conceição, E.O.; Higuti, J. & Martens, K. (2017). Variability in ostracod communities (Crustacea, Ostracoda) in connected and isolated tropical floodplain lakes. *Ann Limnol. - Int J Lim. Sep; 53:325-332.* doi: [10.1051/limn/2017016](https://doi.org/10.1051/limn/2017016)
- De Maynadier, P.G. & Hunter, M.L. (1997). The role of keystone ecosystems in landscapes. In: Haney A, Boyce M. *Ecosystem Management.* Connecticut: Yale University Press; p. 68-76.
- De Witt, M.J., Bergh, H. & Nicolayse, L. (1988). Geological map of sections of Gondwana reconstructed to their position about 150 M.a. *American Association of Petroleum Geologists/University Witwatersrand, Tulsa/Johannesburg; scale 1:10,000,000.*
- Dias, M.C., Vieira, A.O. & Paiva, M.R.C. (2002). Florística e fitossociologia das espécies arbóreas das florestas do rio Tibagi. In: Medri, M.E., Bianchini, E., Shibata, O.A. & Pimenta, J.A.A. *Bacia do rio Tibagi.* Londrina: Universidade Estadual de Londrina, ISBN 85-9023-90-1-2
- Dias, R.M., Oliveira, A.G., Baumgartner, M.T., Angulo-Valencia, M.A. & Agostinho, A.A. (2020). Functional erosion and trait loss in fish assemblages from Neotropical reservoirs: The man beyond the environment. *Fish & Fisheries* Nov; 22(2):1-14. doi: [10.1111/faf.12524](https://doi.org/10.1111/faf.12524)

- Dias, R.M., Peláez, O., Lopes, T.M., Oliveira, A.G., Ângulo-Valencia, M.A. & Agostinho, A.A. (2022). Importance of protection strategies in the conservation of the flagship species “dourado” *Salminus brasiliensis* (Characiformes: Bryconidae). *Neotrop Ichthyol.* 20(4):e220046. doi: [10.1590/1982-0224-2022-0046](https://doi.org/10.1590/1982-0224-2022-0046)
- Diniz, L.P., Petsch, D.K., Mantovano, T., Rodrigues, L.C., Agostinho, A.A. & Bonecker, C.C. (2021). A prolonged drought period reduced temporal β diversity of zooplankton, phytoplankton, and fish metacommunities in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia.* May; 850:1073-1089. doi: [10.1007/s10750-023-05140-7](https://doi.org/10.1007/s10750-023-05140-7)
- Downs, P.W. & Gregory, K.J. (2004). River channel management. Arnold, Londres,
- Fernandes, L.A. (1998). Estratigrafia e evolução geológica da parte oriental da Bacia Bauru (Ks, Brasil) [Tese]. São Paulo: Universidade de São Paulo.
- Fernandes, R., Gomes, L.C., Pelicice, F.M. & Agostinho, A.A. (2009). Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. *Env Biol Fish.* 85(2):99-108. doi: [10.1007/s10641-009-9466-7](https://doi.org/10.1007/s10641-009-9466-7)
- Ferraz, V.M.B., Köhl, J.C.A. & Diniz, R.O. (2002). CESP: Pioneirismo e excelência Técnica. São Paulo: Fundação Patrimônio Histórico da Energia de São Paulo. Technical report.
- Ferreira, F.A., Mormul, R.P., Thomaz, S.M., Pott, A & Pot, V.J. (2011). Macrophytes in the upper Paraná river floodplain: checklist and comparison with other large South American wetlands. *Rev Biol Trop.* Jun; 59 (2): 541-556.
- Ferreira, V.G., Almeida, N.M., Higuti, J. & Martens, K. (2022). On a new species of *Pseudocypretta* Klie, 1932 (Crustacea, Ostracoda) from the Neotropical region, with a discussion on the position of the genus. *Zool Stud.* Dec; 61(77):1-23. doi:[10.6620/ZS.2022.61-77](https://doi.org/10.6620/ZS.2022.61-77)
- Ferreira, V.G., Higuti, J. & Martens, K. (2020). Taxonomic Revision of *Strandesia* s.s. (Crustacea, Ostracoda) from Four Brazilian floodplains, with the Description of Three New Species. *Zootaxa.* Apr; 4760(1): 1-74. doi:10.11646/zootaxa.4760.1.1
- Fujita, R.H. (2014). Eomorfologia e evolução quaternária do alto rio Paraná [tese]. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista.
- Fulone, L.J. Perifiton heterotrófico: colonização e influência do pulso hidrossedimentológico em uma planície de inundação neotropical [dissertação]. Maringá: Universidade Estadual de Maringá; 2012.
- Gimenes, M.R. & Anjos, L. (2011). Quantitative Analysis of Foraging Habitat Use by Ciconiiformes in the Upper Paraná River Floodplain, Brazil. *Braz Arch Biol Technol.* Apr;54(2):415-27. doi: [10.1590/S1516-89132011000200025](https://doi.org/10.1590/S1516-89132011000200025)
- Gimenes, M.R. & Anjos, L. (2004). Spatial distribution of birds on three islands in the upper River Paraná, Southern Brazil. *Ornitol Neotrop.* Jan;15(1):71-85.
- Gimenes, M.R. & Anjos, L. (2007). Variação sazonal na sociabilidade de forrageamento das garças *Ardea alba* (Linnaeus, 1758) e *Egretta thula* (Molina, 1782) (Aves: Ciconiiformes) na planície alagável do alto rio Paraná, Brasil. *Rev Bras Ornitol.* Sep;15(3):409-416
- Gimenes, M.R. (2007). Aves da planície alagável do alto rio Paraná. Maringá: Eduem.
- Gois, K.S., Pelicice, F.M., Gomes, L.C. & Agostinho, A.A. (2015). Invasion of an Amazonian cichlid in the Upper Parana River: Facilitation by dams and decline of a phylogenetically related species. *Hydrobiologia.* 746:401-413. doi: [10.1007/s10750-014-061-8](https://doi.org/10.1007/s10750-014-061-8)
- Gomes, L.C. & Agostinho, A.A. (1997). Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Paraná river, Brazil. *Fisheries Management and Ecology.* 4: 263-274.
- Granzotti, R.V., Miranda, L.E., Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. (2018). Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertivorous fish assemblages. *Aquatic Sciences.* 80(3):28. doi: [10.1007/s00027-018-0579-y](https://doi.org/10.1007/s00027-018-0579-y)
- GRDC - Global Runoff Data Centre (2022). [BfG - The GRDC \(bafg.de\)](https://www.bfg.de/)
- Higuti, J., Conceição, E. de O. da, Campos, R. de, Ferreira, V.G., Rosa, J. Pinto, M.B. de O & Martens, K. (2017). Periphytic Community Structure of Ostracoda (Crustacea) in the river-floodplain System of the Upper Paraná River. *Acta Limnol Bras.* Dec; 29(e120):e120. doi: [10.1590/S2179-975X12217](https://doi.org/10.1590/S2179-975X12217)

- Higuti, J., Declerck, S.A.J., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M. & Martens, K. (2010). Variation in ostracod (Crustacea, Ostracoda) communities in the alluvial valley of the upper Paraná River (Brazil) in relation to substrate. *Hydrobiologia*. Feb; 644:261-278. doi: [10.1007/s10750-010-0122-1](https://doi.org/10.1007/s10750-010-0122-1)
- Higuti, J., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M. & Martens, K. (2009). Biodiversity of non-marine Ostracods (Crustacea, Ostracoda) in the Alluvial Valley of the Upper Paraná River, Brazil. *Braz J Biol*. Jun;69(2 suppl):661–668. doi:[10.1590/S1519-69842009000300020](https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300020)
- Higuti J., & Martens, K. (2012). Description of a New Genus and Species of *Candonopsini* (Crustacea, Ostracoda, Candoninae) from the Alluvial Valley of the Upper Parana River (Brazil, South America). *Eur J Taxon*. Dec 17; (33):1-31. doi: [10.5852/ejt.2012.33](https://doi.org/10.5852/ejt.2012.33)
- Higuti, J. & Martens, K. (2014). Five New Species of *Candoninae* (Crustacea, Ostracoda) from the Alluvial Valley of the Upper Paraná River (Brazil, South America). *Eur J Taxon*. Dec; 106(106). doi: [10.5852/ejt.2014.106](https://doi.org/10.5852/ejt.2014.106)
- Higuti, J. & Martens, K. (2012). On a New Cypridopsine Genus (Crustacea, Ostracoda, Cyprididae) from the Upper Paraná River Floodplain (Brazil). *Zootaxa*. Jul; 3391(1):22-38. doi: [10.11646/ZOOTAXA.3391.1.2](https://doi.org/10.11646/ZOOTAXA.3391.1.2)
- Higuti, J., Meisch, C. & Martens, K. (2009). *On Paranacypris samambaiensis* gen. nov., sp. nov. (Crustacea, Ostracoda), the first South American psychrodromid from the alluvial valley of the Upper Paraná River, Brazil. *J Nat Hist*. Apr; 43(13-14):769-783. doi: [10.1080/00222930802702506](https://doi.org/10.1080/00222930802702506)
- Higuti, J., Schön, I., Audenaert, L. & Martens, K. (2013). On the *Strandesia obtusata/elliptica* Lineage (Ostracoda, Cyprididae) in the Alluvial Valley of the Upper Paraná River (Brazil), with the Description of Three New Species. *Crustaceana*. Jan; 86(2):182-211. doi: [10.1163/15685403-00003160](https://doi.org/10.1163/15685403-00003160)
- Itaipu. (1988). Estudo sedimentológico no sistema de Itaipu. Itaipu Binacional. v. 1.
- Jati, S., Bortolini, J.C., Moresco, G.A., Paula, A.C.M.D., Rodrigues, L.C., Iatskiu, P., Pineda, A., Zanco, B.F., Silva, M.V. da & Souza, Y.R. (2017). Phytoplankton community in the last undammed stretch of the Paraná River: considerations on the distance from the dam. *Acta Limnol Bras*. 29(112):1-16. doi: [10.1590/S2179-975X4017](https://doi.org/10.1590/S2179-975X4017)
- Johnson, P.T.J., Olden, J.D. & Zanden, M.J.V. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Front Ecol Environ*. Sep; 6(7): 357-363.
- Julio, J.H.F., Dei Tos, C., Agostinho, A.A. & Pavanelli, C.S. (2009). A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the Upper Rio Paraná basin. *Neotrop Ichthyol*. 7(4):709-718.
- Junk, W.J.; Cunha, N. da; Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A.; Ferreira, F.A.; Filho, E.E.de S.; Stevaux, J.C.; da Silva, J.C.B.; Rocha, P.C. & Kawakita, K. (2021). Macro-habitat classification of wetlands as a powerful tool for management and protection: The example of the Paraná River floodplain, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, v. 21, 3a edição, p. 411 a 424.
- Lehun, A.L, Hasuike, W.T., Silva, J.O.S., Ciccheto, J.M., Michelan, G., Rodrigues, A. de F.C., Nicola, D.N., Lima, L.D. de, Correia, A.N., & Takemoto, R.M. Checklist of parasites in fish from the upper Paraná River floodplain: An update. *Rev Bras Parasitol Vet*. 2020 Sep; 29(3):e008720. doi: [10.1590/S1984-296120200066](https://doi.org/10.1590/S1984-296120200066)
- Leli, I.T, Stevaux, J.C. & Assine, M.L. (2020). Origin, evolution, and sedimentary records of islands in large anabranching tropical rivers: The case of the Upper Paraná River, Brazil. *Geomorphology*. Jun; 358(1):107-118. doi: [10.1016/j.geomorph.2020.107118](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107118)
- Leli, I.T., Stevaux, J.C. (2022). The polygenetic floodplain of the Upper Paraná River. *J South Am Earth Sci*. Nov; 119. doi:[10.1016/j.jsames.2022.10](https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.10)
- Matsuda, J.T., Lansac-Tôha, F., Martens, K., Velho, L., Mormul, R. & Higuti, J. (2015). Association of Body Size and Behavior of Freshwater Ostracods (Crustacea, Ostracoda) with Aquatic Macrophytes. *Aquat Ecol*. Jun; 49(1):321-331. doi: [10.1007/s10452-015-9527-2](https://doi.org/10.1007/s10452-015-9527-2)
- Mendonça, L.B., Lopes, E.V. & Anjos, L. (2009). On the Possible Extinction of Bird Species in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Braz J Biol*. Jun; 69(2 suppl):747-55. doi: [10.1590/s1519-69842009000300028](https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000300028)
- Moi, D.A., Ernandes-Silva, J., Baumgartner, M.T. & Mormul, R.P. (2020). The effects of river-level oscillations on the macroinvertebrate community in a river–floodplain system. *Limnology*. 21: 219-232. doi: [10.1007/s10201-019-00605-y](https://doi.org/10.1007/s10201-019-00605-y)

- Moi, D.A., Lansac-Tôha, F.M., Romero, G.Q., Sobral-Souza, T., Cardinale, B.J., Kratina, P., Perkins, D.M., Mello, F.T., Jeppesen, E., Heino, J., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.M.F. & Mormul, R.P. (2022). Human pressure drives biodiversity-multifunctionality relationships in large Neotropical wetlands. *Nat Ecol Evol.* Sep; 6(9):1279-1289. doi: [10.1038/s41559-022-01827-7](https://doi.org/10.1038/s41559-022-01827-7)
- Mormul, R.P., Moi, D.A., Pressinatte-Júnior, S., Perbiche-Neves, G. & Takeda, A.M. (2022). Temporal dynamics of Chironomid (Diptera) diversity under flood–drought pulses in a shallow tropical floodplain lake. *Limnology.* Jan; 23(1):37-48. doi: [10.1007/s10201-021-00668-w](https://doi.org/10.1007/s10201-021-00668-w)
- Nardy, A.J., Oliveira, M.A.F., Bettancourt, R.H.S., Verdugo, D.R.H. & Machado, F.B. (2002). Geologia e estratigrafia da Formação Serra Geral. *Geociências, UNESP, São Paulo*; 21(12):13-32.
- Neiff, J.J. (1990). Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia.* Dec; 15(6):424-441.
- Neiff, J.J. Diversity in some tropical wetland systems of South America. (2001) In Gopal, B., Junk, W.J. and Davis, J.A. (Eds.). *Biodiversity in wetland: assessment function and conservation.* Leiden: Backhuys Publishers. May; (2):157-186.
- Negreiros, O.P., Segovia, B.T., Lansac-Tôha, F.M., Meira, B.R.D., Buosi, P.R.B., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M. (2017). Structure and dynamic of planktonic ciliate community in a large Neotropical river: the relevance of the pluviosity and tributaries in the biodiversity maintenance. *Acta Limnol.* 29(e101):1-17. doi: [10.1590/S2179-975X10816](https://doi.org/10.1590/S2179-975X10816)
- Oliveira, A.G., Baumgartner, M.T., Gomes, L.G., Dias, R.M. & Agostinho, A.A. (2018). Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshw Biol. Mar*; 63:293-305. doi: [10.1111/fwb.13064](https://doi.org/10.1111/fwb.13064)
- Oliveira, A.G., Lopes, T.M., Angulo-Valencia, M.A., Dias, R.M., Suzuki, H.I., Costa, I.C.B. & Agostinho, A.A. (2020). Relationship of freshwater fish recruitment with distinct reproductive strategies and flood attributes: A long-term view in the Upper Paraná River floodplain. *Front Environ Sci.* Oct; 8. doi: [10.3389/fenvs.2020.577181](https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.577181)
- Oliveira, A.G., Suzuki, H.I., Gomes, L.C. & Agostinho, A.A. (2015). Interspecific variation in migratory fish recruitment in the Upper Paraná River: Effects of the duration and timing of floods. *Environ Biol Fishes.* 98:1327-37. doi: [10.1007/s10641-014-0361-5](https://doi.org/10.1007/s10641-014-0361-5)
- Oliveira, B.D., Nunes, M.G.J., Pereira, A.B., Silva, M.V.D., Pineda Barbosa, A., Paula, A.C.M.D., Zanco, B.F., Moresco, G.A., Iatskiu, P., Bortolini, J.C., Souza, Y.R.D., Train, S., Rodrigues, L.C., Jati, S. & Rodrigues, L. (2018). Periphytic and planktonic algae records from the upper Paraná river floodplain, Brazil: an update. *Hoehnea.* Aug; 45(4):560-590. doi: [10.1590/2236-8906-03/2018](https://doi.org/10.1590/2236-8906-03/2018)
- Ortega, J.C.G., Júlio, H.F., Gomes, L.C. & Agostinho, A.A. (2015). Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia.* 746:147–158. doi: [10.1007/s10750-014-2025-z](https://doi.org/10.1007/s10750-014-2025-z)
- Ota, R.R., Deprá, G.D. C., Graça, W.J.D. & Pavanelli, C.S. (2018). Ten Years after “Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes”: Revised, annotated and updated. *Neotrop Ichthyol.* 16(2):1-111. doi: [10.1590/1982-0224-20170094](https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094)
- Palazzo, F., Moi, D.A., Mantovano, T., Lansac-Tôha, F.A. & Bonecker, C.C. (2023). Assessment of the occurrence and abundance of an exotic zooplankton species (*Kellicottia bostiniensis*) across a neotropical wetland over 12 years. *Limnology.* Mar; vol:1-13. doi: [10.1007/s10201-022-00712-37](https://doi.org/10.1007/s10201-022-00712-37)
- Parellada, Cl. *Arqueologia Regional e o Salto Paiquerê, Vale do Rio Goioerê, Paraná, Brasil.* (2013). Bol. Museu Paranaense. s.n. Disponível em: www.academia.edu/25093506/Arqueologia_Regional_e_o_Salto_Paiquerê_Vale_do_Rio_Goioerê_Paraná_Brasil_2013. Acesso em 30/01/2023
- Pereira, S.R. (2001). Meio fauna perifítica em ambientes lênticos da planície de inundação do Alto Rio Paraná-Brasil [tese]. Maringá: Universidade Estadual de Maringá.
- Pinha, G.D., Aviz, D., Lopes Filho, D.R., Petsch, D.K., Marchese, M.R. & Takeda, A.M. (2013). Longitudinal distribution of Chironomidae (Diptera) downstream from a dam in a neotropical river. *Braz J Biol.* Aug; 73(3):549-558. doi: [10.1590/S1519-69842013000300013](https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000300013)
- Pineda, A., Peláez, O., Dias, J.D., Segovia, B.T., Bonecker, C.C., Velho, L.F.M. & Rodrigues, L.C. (2019). The El Niño Southern Oscillation (ENSO) is the main source of variation for the gamma diversity of plankton communities in subtropical shallow lakes. *Aquat Sci.* Apr; 81(49). doi: [10.1007/s00027-019-0646-z](https://doi.org/10.1007/s00027-019-0646-z)

- Pineda, A., Iatskiu, P., Jati, S., Paula, A.C.M., Zanco, B.F., Bonecker, C.C., Moresco, G.A., Ortega, L.A., Souza, Y.R. & Rodrigues, L.C. (2020a). Damming reduced the functional richness and caused the shift to a new functional state of the phytoplankton in a subtropical region. *Hydrobiologia*. Jun; 847:3857-3875. doi: [10.1007/s10750-020-04311-0](https://doi.org/10.1007/s10750-020-04311-0)
- Pineda, A., A. Caroline, M. De Paula, P. Iatskiu, G. Moresco, Y. R. Souza, L. Ortega, F. M. Zanon, B. F. Zanco, S. Jati, J. C. Bortolini, & Rodrigues, L. C. (2020b). A protection area in a subtropical floodplain influenced the phytoplankton taxonomic and functional diversity. *Oecologia Australis*. 24: 505–523.
- Potter, PE, Hamblin, WK. (2006). Big rivers worldwide. Vol. 46. Brigham Young University -Geology Studies.
- Previdello, M.E., Souza, M.C. & Romagnolo, M.B. (1996). Análise da estrutura da mata ciliar em área de colonização natural, ilha Mutum, rio Paraná, município Taquaruçu, MS. *Anais do Congresso Nacional de Botânica. Resumos dos trabalhos apresentados...* Nova Friburgo, RJ: SBB, p. 200.
- Ragonha, F.H., Petsch, D.K., Alves, G.H.Z., Santana, H.S., Michelan, T.S. & Takeda, AM. (2014). Tributaries as richness source for *Oligochaeta* assemblage (Annelida) of Neotropical dammed river. *Braz J Biol*. Dec; 74(4):861-869. doi: [10.1590/1519-6984.05613](https://doi.org/10.1590/1519-6984.05613)
- Ramos, C.C.O. (2014). Padrões de ocupação e grau de especialização das aves florestais: aprofundando o conhecimento ecológico do grupo na região da planície de inundação do alto rio Paraná [tese]. Maringá: Universidade Estadual de Maringá.
- Rezende, E.A., Salgado, A.A.S. & Castro, P.T.A. (2018). Evolução da rede de drenagem e evidências das antigas conexões entre as bacias dos rios Grande e São Francisco no sudeste brasileiro. *Rev Bras de Geomorfologia*. 19(3): 483-501.
- Roberto, M.C., Santana, N.F. & Thomaz, S.M. (2009). Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Braz J Biol.*; 69(2):717-725. doi: [10.1590/s1519-69842009000300025](https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000300025)
- Rodrigues, L.C., Train, S., Bovo-Scomparin, V.M., Jati, S., Borsalli, C.C.J. & Marengoni, E. (2009). Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Braz J Biol*. Jun; 69(2):501-516. doi: [10.1590/S1519-69842009000300006](https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300006)
- Rodrigues, L.N.R. Simões, V.M. Bovo-scomparin, S. Jati, N.F. Santana, M.C. Roberto, & S. Train. (2015). Phytoplankton alpha diversity as an indicator of environmental changes in a neotropical floodplain. *Ecological Indicators*. 48: 334–341.
- Rosa, J., Campos, R., Martens, K. & Higuti, J. Spatial Variation of Ostracod (Crustacea, Ostracoda) Egg Banks in Temporary Lakes of a Tropical Flood Plain. *Mar Freshw Res*. 2020;72(1):26-34. doi: [10.1071/MF19192](https://doi.org/10.1071/MF19192)
- Rosin, G.C., Oliveira-Mangarotti, D.P., Takeda, A.M. & Butakka, C.M.M. (2009). Consequences of dam construction upstream of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): a temporal analysis of the Chironomidae community over an eight-year period. *Braz J Biol*. Jun; 69(2):591-608. doi: [10.1590/S1519-69842009000300014](https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300014)
- Sallun, A.E.M., Suguio, K. & Stevaux, J.C. (2007). Proposição formal do Alogrupo Alto Rio Paraná (SP, PR e MS). *Geol. USP Sér Cient*. 7(2):49-70. doi: [10.5327/Z1519-874x2007000200004](https://doi.org/10.5327/Z1519-874x2007000200004)
- Santos, A.M. & Thomaz, S.M. (2007). Aquatic macrophytes diversity in lagoons of a tropical floodplain: The role of connectivity and water level. *Aust. Ecol*. 32:177-190. doi: [10.1111/j.1442-9993.2007.01665](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01665)
- Scarabotti, P.A., Leli, I.T., Lucifora, L.O., Bonecker, C.C. & Marchesi, M.M. (2023). Paraná. In Graça, M, Encalada, AC, Callisto, M, Franco, TM, Rodriguez-Olarte, D & Majica, I. *Rivers of South America*, Elsevier, Oxford,
- Schmitz, M.H., Couto, E., Xavier, E.C., Tomadon, L.S., Leal R.P. & Agostinho, AA (*no prelo*) Assessing the role of protected areas in the land use change dynamics of a biodiversity hotspot. *AMBIO*
- Soares, P.C. Landim, P.M.B. (1976). Depósitos cenozóicos na região Centro-Sul do Brasil. *Notícia Geomorfológica*. 16(31):17-39
- Souza, D.C., Cunha, E.R., Murillo, R.A., Silveira, M.J., Pulzatto, M.M., Dainez-Filho, M.S., Lolis, L.A. & Thomaz, S.M. (2017). Species inventory of aquatic macrophytes in the last undammed stretch of the Upper Paraná River, Brazil. *Acta Limnol*. 29:e115. doi: [10.1590/S2179-975X6017](https://doi.org/10.1590/S2179-975X6017)
- Souza, M.C., Kawakita, K., Slusarski, S.R. & Pereira, G.F. (2009). Vascular flora of the Upper Parana River Floodplain. *Braz J Biol*. 69(2):735-745. doi: [10.1590/s1519-69842009000300027](https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000300027)

- Souza, M.C. (1998). Estrutura e composição florística da vegetação de um remanescente florestal da margem esquerda do rio Paraná (Mata do Araldo, município de Porto Rico- PR). [tese]. UNESP de Rio Claro. 172 p.
- Souza, M.C., Kita, K.K., Romagnolo, M.B., Albuquerque, E.C., Secorun, A.C. & Miola, D.T. Riparian vegetation of the Upper Parana River Floodplain, Parana and Mato Grosso do Sul States, Brazil. In: Agostinho, A.A., Rodrigues, L., Gomes, L.C., Thomaz, S.M. & Miranda, L.E. (2004). Structure and functioning of the Parana River and its floodplain: LTER - site 6 (PELD, sítio 6). Maringá: EDUEM. p. 233 - 238.
- Souza, M.C., Cislinski, J. & Romagnolo, M.B. (1997). Levantamento florístico. In: Vazzoler, A.E.A. de, Agostinho, A.A., Hahn, N.S. (Eds). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM: Nupélia. cap. II.12, p. 343-368.
- Stevaux, J.C. (1994). The upper Paraná River (Brazil): Geomorphology, sedimentology and Paleoclimatology. *Quaternary International*, Gra-Bretanha; 21:143-161
- Stevaux, J.C., Barczyjskzy, O., Medeanic, S. & Nobrega, M.T. (2006). Characterization and environmental interpretation of a floodplain Holocene paleosoil: Implications for paleohydrological reconstructions in the Upper Paraná River, Brazil. *Zeitschrift für Geomorphologie. Supplementband*; 145:191-206
- Stevaux, J.C., Corradini, F.A. & Aquino, S. (2013). Connectivity processes and riparian vegetation of the upper Paraná River, Brazil. *Journal of South American Earth Science*. 46:113-121
- Stevaux, J.C. & Latrubesse, E.M. (2017). Geomorfologia fluvial. Oficina de Textos, São Paulo.
- Stevaux, J.C., Martins, D.P. & Meurer, M. (2009). Change in a large regulated river: Tha Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology*. 113(3-4):230-238
- Suzuki, H.I., Agostinho, A.A., Bailly, D., Gimenes, M.F., Júlio Jr, H.F. & Gomes, L.C. (2009). Inter - annual variations in the abundance of young-of-the-year of migratory fishes in the Upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. *Brazilian Journal of Biology*. 69:649-660.
- Thomaz, S.M. & Bini, L.M., Bozelli, R.L. (2007). Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*; 579:1-13. doi: [10.1007/s10750-006-0285-y](https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y)
- Thomaz, S.M., Pagioro, T.A., Bini, L.M., Roberto, M.C. & Rocha, A. (2004a). Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In: Thomaz, S.M., Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation. Leiden: Bakhuis. p. 75-102.
- Thomaz, S.M., Pagior, T.A., Bini, L.M., Roberto, M.C.Y. & Rocha, R.R.A. (2004b). Limnology of the Upper Paraná River floodplain: patterns of spatio-temporal variations and influence of the water levels. In: Agostinho A.A., Rodrigues L., Gomes L.C., Thomaz S.M. & Miranda L.E. Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain. Maringá: Eduem. p. 37-42
- Thomaz, S.M., Roberto, M.C., Lansac-Tôha, F.A., Lima, A.F. & Esteves, F.A. (1992). Características limnológicas de uma estação de amostragem do alto rio Paraná e outra do baixo rio Ivinheima (PR, MS-Brasil). *Acta Limnol.* 4(1):32-52
- Thomaz, S.M., Bini, L.M. & Bozelli, R.L. (2007). Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*. 579(1):1-13
- Train, S. & Rodrigues, LC. (1997). Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*. 361:125-134. doi: [10.1023/A:1003118200157](https://doi.org/10.1023/A:1003118200157)
- Vári, Á., Podschun, S.A., Erős, T., Hein, T., Pataki, B., Iojă, J.-C., Adamesax, C.M., Gerhardt, A., Gruber, T, Dedić, A., Ćirić, M., Gavrilović, B & Báldi, A. (2022). Freshwater systems and ecosystem services: Challenges and chances for cross-fertilization of disciplines. *Ambio*. 51:135-151 doi: [10.1007/s13280-021-01556-4](https://doi.org/10.1007/s13280-021-01556-4)
- Vitule, J.R.S., Skóra, F. & Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*. 18:11-120. doi: [10.1111/j.1472-4642.2011.00821.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00821.x)
- Wantzen, K.M., Marchese, M.R., Marques, M.I. & Battistola, L.D. (2016). Invertebrates in neotropical Floodplains. In: Batzer, D. & Boix, D. (eds). *Invertebrates in Freshwater Wetlands*. Springer International Publishing Switzerland. 493 - 524

CAPÍTULO 11

ÁREAS ÚMIDAS DAS SAVANAS DE RORAIMA

Reinaldo Imbrozio Barbosa¹, Sylvio Romério Briglia-Ferreira², Thiago Morato de Carvalho³,
Maiby Glorize da Silva Bandeira¹ e Bruna Mendel¹

1 Núcleo de Roraima, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Rua Coronel Pinto, 315 – Centro, 69301-150, Boa Vista – Roraima, Brasil.

2 NGI Roraima, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Rua Alfredo Cruz, 283 – Centro, 69301-140, Boa Vista – Roraima, Brasil.

3 Departamento de Geografia, Universidade Federal de Roraima (UFRR), Av. Capitão Ene Garcez, 2500 – Aeroporto, 69310-000, Boa Vista – Roraima, Brasil.

RESUMO

As Áreas Úmidas das Savanas de Roraima integram um grande complexo de ecossistemas de vegetação aberta situadas no extremo norte da Amazônia brasileira. Essa ecorregião ocupa principalmente a área *core* do interflúvio entre os rios Branco-Uraricoera-Tacutu. A precipitação pluvial é o principal controlador hidrológico dessa ecorregião, influenciando diretamente na capacidade de drenagem dos macro e micro ecossistemas fluviais, resultando em inundações anuais que podem ultrapassar 15.000 km² de lâmina d'água. A grande extensão geográfica da savana de Roraima abriga uma elevada heterogeneidade ambiental, a qual reflete riqueza de espécies, funções e processos ecológicos de extrema importância biológica. A partir do início dos anos 2000, a política desenvolvimentista para essa ecorregião passou a ser fortemente caracterizada pela substituição de ecossistemas naturais por atividades antrópicas não sustentáveis. Expansão do agronegócio, atividades garimpeiras ilegais e expansão desordenada de centros urbanos, em especial Boa Vista, refletem grandes perdas dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela ecorregião. É sugerido que políticas públicas específicas para a ecorregião possam cobrir uma lacuna importante relacionada à gestão ambiental local. A implementação de políticas racionais tende a abrir discussões que englobem soluções para a perda da superfície de água, valoração da diversidade biológica e dos estoques de carbono. Este último, parte integrante do processo mitigador do aquecimento global. Considerando a grande extensão e diversidade dos macro-habitats e suas múltiplas inter-relações ecológicas, este estudo propõe incluir a região das Áreas Úmidas das Savanas de Roraima na classificação brasileira no nível de Classe, comparável a outras grandes regiões úmidas nacionais, tais como as várzeas e igapós amazônicos, Pantanal mato-grossense e áreas úmidas dos rios Paraná, Araguaia e Guaporé.

Palavras-chave: cerrado amazônico, lavrado, Rio Branco, vegetação aberta.

ABSTRACT

Wetlands of the Roraima Savannas – The Wetlands of the Savannas of Roraima are part of a large complex of open vegetation ecosystems located in the northern Brazilian Amazon. This ecoregion mainly occupies the core area of the interfluvium between the Branco-Uraricoera-Tacutu rivers. Rainfall is the main hydrological controller of this ecoregion, directly influencing the drainage capacity of macro and micro river ecosystems, resulting in annual floodings that can exceed 15,000 km² of water mirror. The large geographic extension of the savanna of Roraima harbors a high environmental heterogeneity which reflects the richness

of species, functions, and ecological processes of extreme biological importance. From the beginning of the 2000s, the development policy for this ecoregion is being strongly characterized by the replacement of natural ecosystems by non-sustainable anthropic activities. Expansion of agribusiness, illegal mining activities and disorderly expansion of urban centers, especially Boa Vista, reflect great losses of ecosystem services provided by the ecoregion. It is suggested that specific public policies for the ecoregion can fill an important gap related to local environmental management. The implementation of rational policies tends to open discussions that encompass solutions for the loss of surface water, valuation of biological diversity and carbon stocks. The latter is an integral part of the global warming mitigation process. Considering the great extension and diversity of macro-habitats and their multiple ecological interrelationships, this study proposes to include the region of the Wetlands of the Savannas of Roraima in the Brazilian classification at the Class level, comparable to other large national wetlands, such as the Amazonian “várzeas and igapós”, Pantanal Matogrossense and wetlands of the Paraná, Araguaia and Guaporé rivers.

Keywords: Amazonian savanna, lavrado, rio Branco, open vegetation

INTRODUÇÃO

Este trabalho faz parte do Inventário Nacional de Áreas Úmidas promovido pelo Ministério de Meio Ambiente do Brasil em cooperação com o Instituto Nacional de Áreas Úmidas (INAU). A caracterização e as informações técnicas relacionadas às Áreas Úmidas das Savanas de Roraima (AU-SavRR) são providenciadas pelo Grupo de Pesquisa “Ecologia e Manejo dos Recursos Naturais de Savanas e Florestas de Roraima” (GP – SavFloRR) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA).

A Savana de Roraima é uma ecorregião denominada popularmente por “lavrado” devido a seus diferentes aspectos dinâmicos do meio físico e de ocupação histórica do solo (Vanzolini & Carvalho, 1991; Barbosa *et al.*, 2007; Morais & Carvalho, 2015). As áreas úmidas dessa ecorregião são caracterizadas por paisagens ocupando relevos planos sob vegetação arbustiva e graminosa, com sistemas lacustres bem desenvolvidos e interconectados por buritizais (Meneses *et al.*, 2007; Carvalho *et al.*, 2016; Carvalho & Morais, 2020).

Até o final dos anos 1990 a maior parte dos trabalhos realizados nessa ecorregião foram destinados a abordar questões relacionadas a aspectos bióticos ou abióticos de cunho específico. As coletas de organismos e as descrições gerais de ambientes aquáticos eram baseadas quase sempre em observações pontuais ou de escala reduzida. Um dos exemplos é o estudo desenvolvido pelo Instituto Max-Planck sobre a origem e a hidrografia de lagoas (rasas e sazonais) e lagos (profundos e perenes) dispersos na Savana de Roraima (Reiss, 1973). Esse passo na construção do conhecimento local foi importante porque até então apenas informações derivadas da geografia descritiva e das formas dos lagos e lagoas haviam sido disponibilizadas na literatura (Barbosa & Andrade Ramos, 1959). Curiosamente, Reiss (1973) recomendou que fossem realizadas análises mais cuidadosas da fauna presente nos sedimentos lodosos dos ambientes lacustres dessa região. Essa recomendação tomou forma nos anos seguintes, com estudos abordando a ocorrência de algas do gênero *Trachelomonas* em sedimentos de lagos (Martins, 1976), e a fauna asso-

ciada a sedimentos de margens de rios e igarapés (e.g. gênero *Glossodrilus*) (Righi, 1982). Estudos relacionados à palinologia e às características dos sedimentos de lagos da região também foram realizados com o intuito de entender os padrões de evolução e variação temporal da vegetação dessa ecorregião (Absy *et al.*, 1997; Simões Filho *et al.*, 1997).

Esse primeiro período de construção do estado da arte nas AU-SavRR também foi marcado pelo interesse em entender os parâmetros físico-químicos da água dos rios que formam a grande bacia do Rio Branco (Uraricuera-Tacutu). Esses levantamentos foram estendidos aos principais afluentes da bacia, com destaque para os rios Surumu, Parimé, Cauamé e Amajari – todos cortando as AU-SavRR. Todos os estudos realizados nesse período indicaram a pobreza em eletrólitos e as relativas concentrações de sais minerais como a principal característica dos cursos d'água dessa ecorregião (Santos *et al.*, 1985; Filizola *et al.*, 1997), suportando plenamente as análises preliminarmente realizadas pelo Projeto RADAMBRASIL (Brasil-MME, 1975).

Com o suporte do Projeto Maracá (1987-88), eclodiram diferentes estudos ecológicos e taxonômicos sobre distintos grupos de organismos presentes em cursos d'água que cortam as AU-SavRR. Uma das principais investigações visava ao entendimento da ictiofauna do rio Mucajaí, que possui sua foz no limite sul das AU-SavRR e grande importância no contexto da pesca local (Ferreira *et al.*, 1988). Outros trabalhos avançaram nas descrições e coletas de diferentes organismos, como parasitas em cavidades bucais de piranhas (Thatcher, 1988), esponjas em lagoas de turfeira (Volkmer-Ribeiro, 1992) e moluscos bivalves associados aos rios Uraricoera e Branco (Mansur & Valer, 1992).

A partir dos anos 2000, com a evolução das técnicas de sensoriamento remoto, as abordagens passaram a se debruçar sobre uma compreensão geo-hidrológica integrativa, e em maior escala, dos diferentes contextos ambientais que afetam as AU-SavRR. Esse período foi marcado por estudos relacionados à macrodinâmica do sistema fluviolacustre e por questões ecológicas de maior expressão, associando as determinantes ambientais às populações e comunidades da fauna e flora da ecorregião. O presente estudo resume o atual e mais recente conhecimento ecológico sobre as Áreas Úmidas das Savanas de Roraima, e chama a atenção para as principais lacunas de conhecimento. Em adição, discute os impactos antropogênicos e comenta a eficiência da legislação ambiental a respeito da proteção e manejo sustentável dessa ecorregião. Considerando o tamanho e a complexidade das AU-SavRR, propõe-se considerar a região na classificação brasileira de Áreas Úmidas no nível de Classe.

1. GÊNESE E EXTENSÃO DA ÁREA ALAGÁVEL

A Savana de Roraima é parte integrante do grande complexo de áreas abertas situado no extremo norte da Amazônia, entre os limites internacionais do Brasil, Guiana e Venezuela (Myers, 1936; Eden, 1970; Barbosa & Campos, 2011) (Figura 1). Sua área (42.706

km²) é composta de diferentes unidades paisagísticas, onde se destaca o grande complexo de áreas úmidas que ocupa primariamente a área *core* do interflúvio entre os rios Branco-Uraricoera-Tacutu (Carvalho *et al.*, 2021). A dinâmica das áreas úmidas da Savana de Roraima é controlada pela precipitação pluvial, a qual influencia a capacidade de drenagem dos macro e micro sistemas fluviais, resultando em inundações anuais que podem ultrapassar 15.000 km² de lâmina d'água (Melack & Hess, 2010; INAU, 2015; Carvalho *et al.*, 2022).

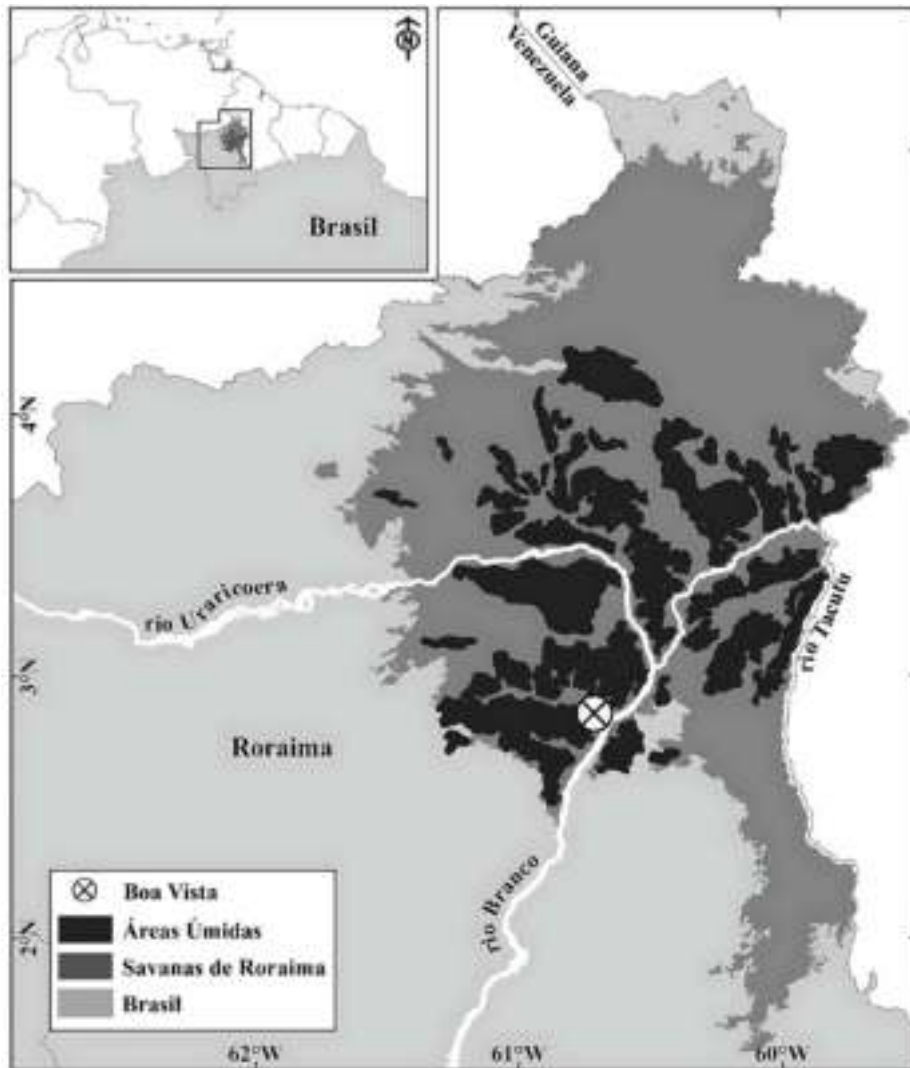


Figura 1. Destaque para a distribuição das Áreas Úmidas das Savanas de Roraima, extremo norte da Amazônia brasileira.

A gênese das AU-SavRR está relacionada ao controle estrutural ambiental associado ao Hemigraben do Tacutu, que se constitui em uma falha geológica onde se desenvolveu uma extensa planície aluvial caracterizada atualmente pela Bacia Sedimentar do Tacutu (Menezes & Wankler, 2020). A Bacia do Tacutu é de origem Mesozoica de rochas vulcano-sedimentares depositadas em hemigrabens formados pelo processo de fratura da superfície terrestre associado à abertura do Atlântico Central, durante a fragmentação do Pangea,

no Juro-Cretáceo (Vaz *et al.*, 2007). Esses processos estão associados também à orogenia andina, cujo soerguimento progressivo culminou na reversão da direção de vergência da Bacia Hidrográfica Amazônica durante o Mioceno (Albert *et al.*, 2018). Ao longo desse contexto geológico, é indicado que o rio Branco mudou completamente seu sentido de drenagem, com os rios da bacia deixando de fluir do Escudo das Guianas em direção ao Mar do Caribe, para fluir em direção ao Rio Negro e, finalmente, ao Atlântico (Cremon *et al.*, 2016). O transbordamento desse sistema aquático no pico anual das chuvas regionais ainda hoje conecta as bacias hidrográficas dos rios Branco e Rupununi (República da Guiana), transformando essa conexão em um periódico portal biológico entre tributários das grandes bacias do Rio Negro e do Rio Essequibo (Barbosa *et al.*, 2007; Ferreira *et al.*, 2007; Souza *et al.*, 2020) (Figura 2).

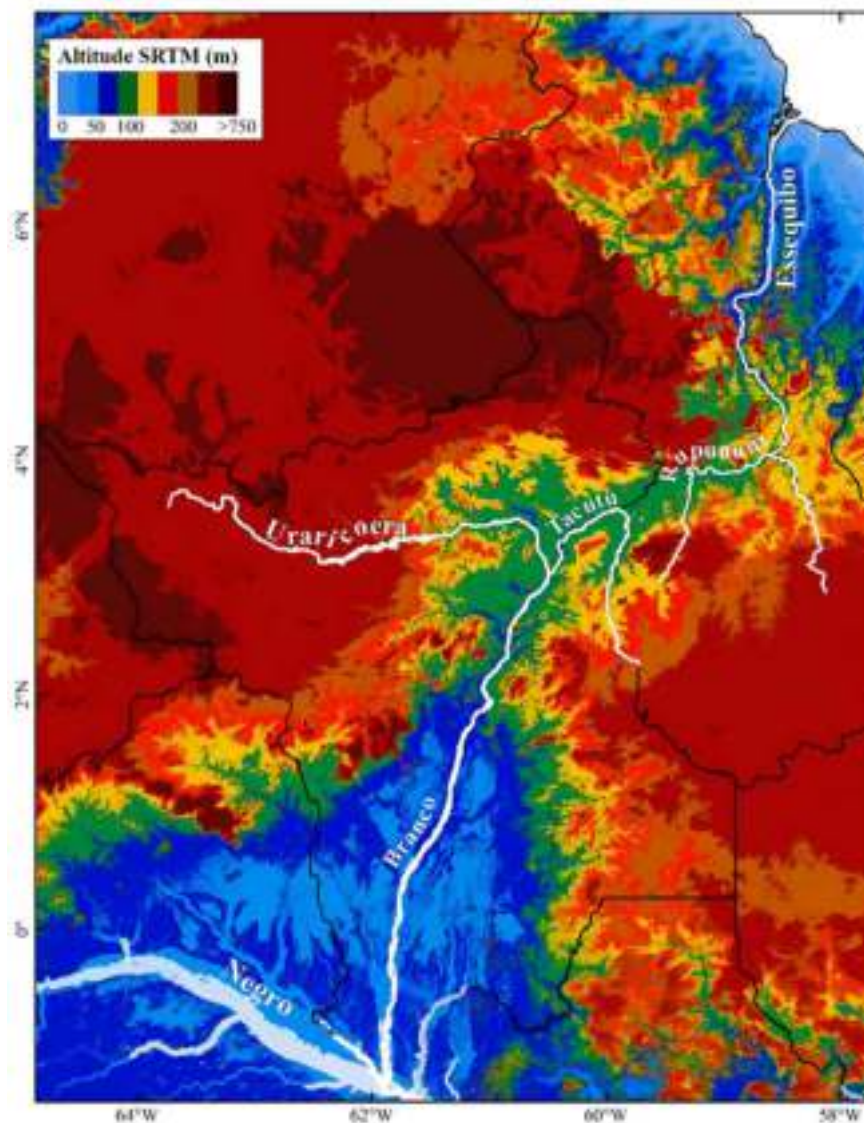


Figura 2. Paleoconexão entre as bacias dos rios Branco (Brasil) e Rupununi (República da Guiana): portal biológico sazonal entre os tributários das grandes bacias dos rios Negro (conexão Atlântico) e Essequibo (conexão Mar do Caribe).

Toda a planície inundável formada a partir dos processos gênicos anteriores é atualmente parte integrante da Formação Boa Vista - um complexo geomorfológico com diferentes elementos paisagísticos retrabalhados a partir do Quaternário (Ab'Saber, 1997; Latrubesse & Nelson, 2001; Reis *et al.*, 2001). Toda essa planície é caracterizada por mosaicos de paisagens de vegetação aberta de baixa altitude com hidrodinâmica atrelada ao sistema de cheia-vazante do alto curso do Rio Branco (Carvalho *et al.*, 2021). Esse conjunto paisagístico das áreas de savanas (lavrado na linguagem popular) cobre uma área de aproximadamente 43.000 km² - entre áreas inundáveis e não inundáveis, com cotas de altitude variando de 50-200 metros que abarcam diferentes tipos de relevo, solo, vegetação e drenagem (Barbosa & Campos, 2011; Morais & Carvalho, 2015; Carvalho *et al.*, 2016).

O interflúvio formado pelos rios Branco-Tacutu-Uraricoera é a região *core* que melhor representa o complexo de AU-SavRR. É estimado que a área de inundação média anual das AU-SavRR corresponda a 10.000-11.000 km² (23,3–25,6% da área total das savanas), podendo alcançar 12.000-15.000 km² (27,9–34,9%) quando o nível de água do Rio Branco superar a cota fluviométrica de 8 m e os índices pluviométricos estiverem acima de 300 mm mês⁻¹ (Carvalho & Morais, 2014; Carvalho *et al.*, 2021, 2022). A baixa energia do relevo na região *core* das AU-SavRR favorece a formação de um extenso sistema de lagos de formato predominante circular, não fluviais. A formação desses lagos está associada às águas pluviais e oscilação do lençol freático, sendo em sua maioria cabeceiras de canais de primeira ordem que dão origem aos buritizais (*Mauritia flexuosa*). Os lagos são predominantemente sazonais e rasos (~1 a 3 metros de profundidade) (Meneses *et al.*, 2007; Morais & Carvalho, 2015).

2. CLIMA E HIDROLOGIA

O clima da região onde ocorrem as AU-SavRR é caracterizado como Aw (clima tropical) pelo sistema de classificação de Köppen, com o pico da estação seca definido entre dezembro-março (Barbosa, 1997; Silva *et al.*, 2015). As principais variáveis climáticas que caracterizam a maior parte das áreas úmidas podem ser obtidas da maior série histórica (1910-2022) de dados derivada da estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet), sediada em Boa Vista, capital de Roraima (Barbosa, 1997; Barni *et al.*, 2020). A precipitação média anual é de 1600-1650 mm, mas o range entre o mês mais chuvoso (junho: 346±122 mm) e o mais seco (janeiro: 28±38 mm) é abissal (Figura 3). As áreas úmidas situadas no nordeste da savana de Roraima - próximas à cidade de Normandia - secam mais cedo e em maior velocidade porque possuem menores médias de precipitação anual (900-1100 mm), podendo alcançar 800 mm em anos El Niño (Barbosa, 1997; Barni *et al.*, 2020).

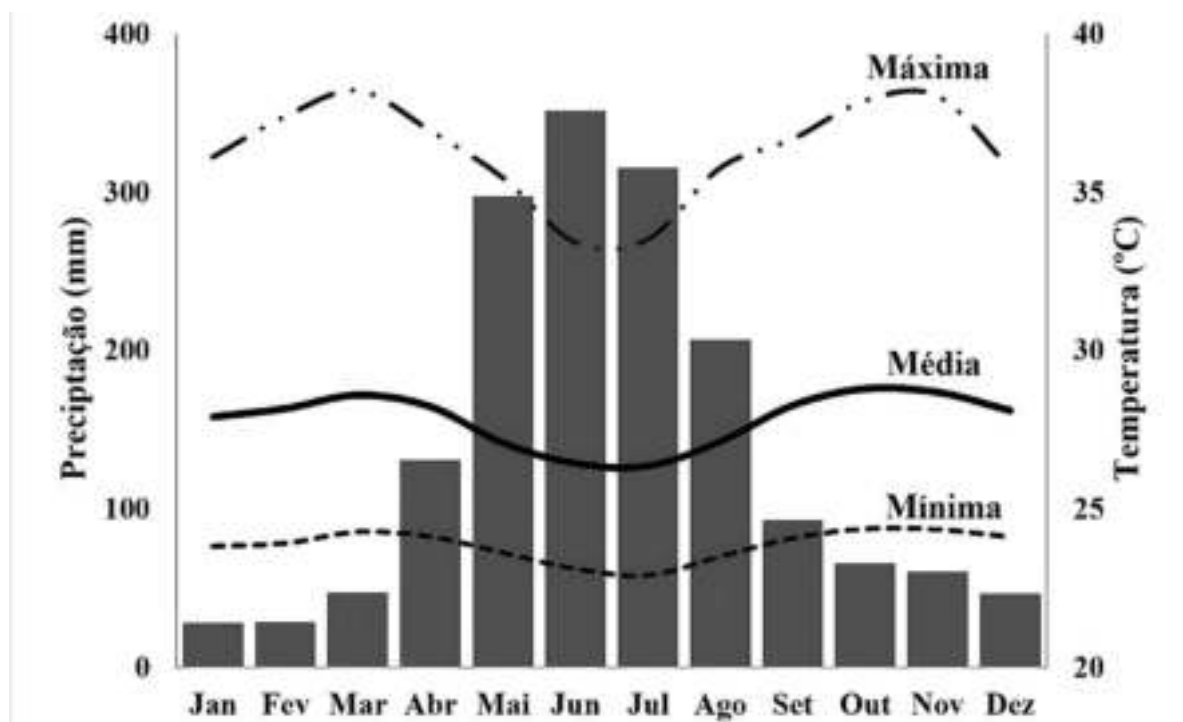


Figura 3. Série histórica da distribuição mensal média da precipitação (mm / barras; 1910-2022) e da temperatura do ar (°C / linhas; 1939-2022). Valores de temperatura apresentados como médias (compensada), máximas e mínimas mensais.

As temperaturas médias anuais oscilam entre 26,8-29,5 °C, mas podem alcançar médias máximas acima de 36 °C, principalmente entre setembro-novembro - período intermediário entre o fim das chuvas e início da seca. A umidade relativa do ar é muito variável e possui um abismo entre a média do período chuvoso (80-90%) e a do período seco, quando os valores médios podem ser inferiores a 20-30%, em especial nos anos de El Niño. Altas temperaturas e baixa umidade relativa do ar (dezembro a março) aceleram o ressecamento das AU-SavRR devido à rápida redução do volume de água de igarapés, podendo propiciar a formação de mantos de macrófitas aquáticas mortas que se depositam no leito dos lagos que secam (Neves & Pacobahyba, 2015).

A chuva é a principal fonte de entrada de água nas AU-SavRR, abastecendo o Rio Branco e seus tributários. A inundação sazonal é dada pelo excesso de água das chuvas concentradas de maio a agosto (Barbosa, 1997), com aproximadamente um mês de defasagem entre o pico das chuvas e a recarga completa (Sander *et al.*, 2013). A chuva abastece tanto as cabeceiras quanto o lençol freático, influenciando diretamente na frequência de eventos de cheias, os quais ocorrem principalmente entre junho e agosto (Figura 4). Ao contrário de outras áreas úmidas na Amazônia, as da Savana de Roraima não são produtos exclusivos do transbordamento de planícies fluviais, elas ocorrem principalmente pela distribuição da chuva concentrada em poucos meses do ano, em uma paisagem com características propícias para isso, onde se destaca o lençol freático raso em um relevo muito plano (Meneses *et al.*, 2007; Fleischmann *et al.*, 2022).

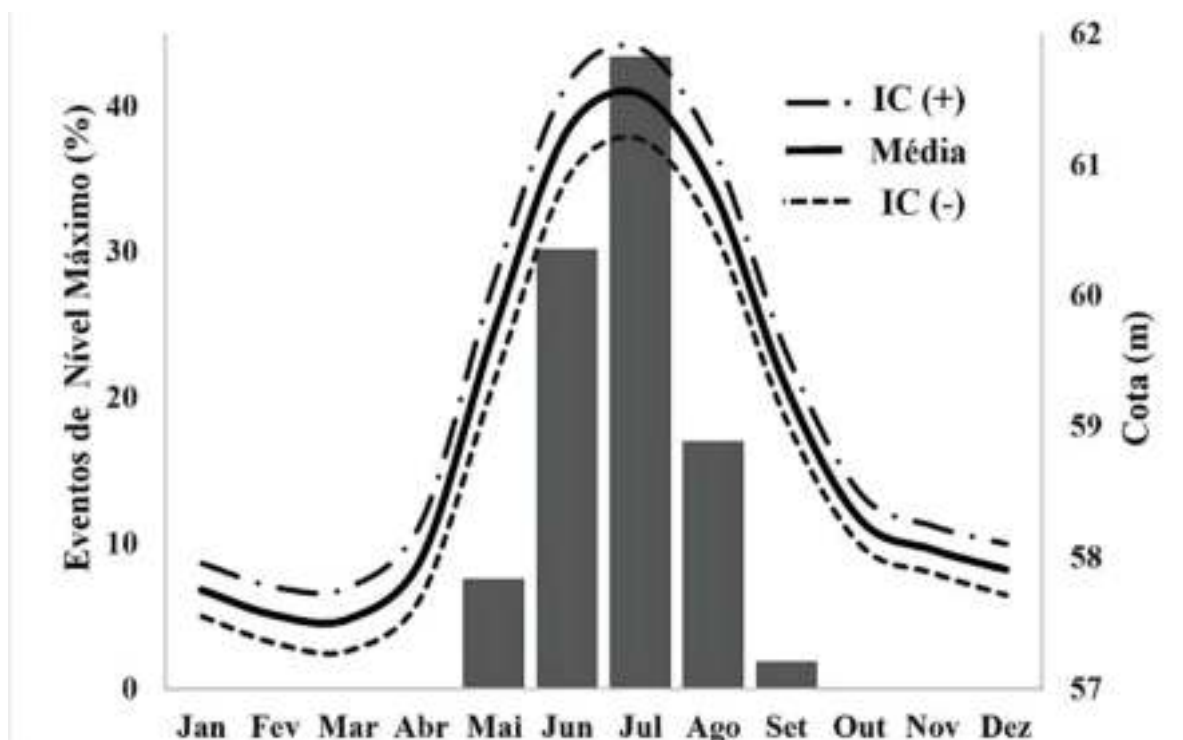


Figura 4. Série histórica (1967-2022) da frequência de picos de enchente (% - barras) em associação com a média mensal das cotas fluviométricas (m – linhas com intervalo de confiança).

No pico do período chuvoso, as áreas úmidas formam extensos espelhos d'água que interconectam todos os elementos de alta e baixa amplitude, com profundidades variando de poucos centímetros a 2-3 m, podendo secar completamente no período de estiagem (Ferreira *et al.*, 2007; Meneses *et al.*, 2007). Essas características de chuva e recarga afetam diretamente todo o sistema fluviolacustre relacionado ao interflúvio Branco-Uraricoera-Tacutu, fazendo com que a variação do nível hidrológico seja caracterizado como de (i) alta amplitude, com inundações laterais dos rios de ordens superiores (Carvalho *et al.*, 2021), e de (ii) baixa amplitude, formando poças, lagos e lagoas (Simões Filho *et al.*, 1997; Carvalho *et al.*, 2022). Devido ao baixo potencial energético do relevo, os ambientes de baixa amplitude estocam água durante o período chuvoso, gerando lagos temporários. Em outros casos, devido ao rebaixamento da superfície por intemperismo químico, potencializado pelo contato com o lençol freático raso, há formação de lagos permanentes. Também podem ocorrer áreas úmidas com nível de água relativamente estável, como no caso dos buritizais - cursos d'água onde a mata de galeria é dominada pela palmeira *Mauritia flexuosa* L. (Barbosa & Miranda, 2005; Meneses *et al.*, 2013).

Durante a estiagem ocorre baixa ou nenhuma disponibilidade de água e as AU-SavRR temporárias/intermitentes secam completamente, expondo o sedimento do fundo. Por outro lado, as permanentes/perenes se reduzem a pequenos núcleos de água limitados por círculos brejosos (e.g. lagos) e, em outras, o nível da água diminui drasticamente (e.g. buritizais/veredas). Na estação chuvosa, ocorre alto índice pluviométrico, consequente-

mente, alta disponibilidade de água, quando então o nível do lençol freático se eleva, aflora nas áreas mais baixas, intercepta as depressões lacustres e transforma os campos de gramíneas ressequidas em extensos campos brejosos. Nesse período, os ambientes temporários retornam à paisagem e apresentam significativa lâmina d'água, enquanto os permanentes chegam a duplicar sua área de drenagem. A extensa distribuição das AU-SavRR e a proximidade entre elas, em conjunto com o terreno plano, levam à interligação entre esses corpos d'água e formam uma paisagem semelhante àquela encontrada no Pantanal mato-grossense (Meneses *et al.*, 2007).

Os depósitos de sedimentos dos lagos são distintos e caracterizados como de grande importância para o entendimento da hidrogeoquímica local, pois "... não apresentam sedimentos finos próprios, e o seu substrato é formado apenas por material arenoso ... constituídos essencialmente por quartzo com uma pequena participação de caulinita e goethita ... [com] composição química ... caracterizada pelos altos teores de SiO_2 e baixos teores de Al_2O_3 e Fe_2O_3 , correlacionáveis aos sedimentos da Formação Boa Vista" (Meneses *et al.*, 2007). A carga sedimentar que abastece tanto rios de ordens superiores quanto lagos/lagoas varia sempre em função do regime hidrológico regional, com maiores cargas de sedimento sendo observadas no período de chuva ($\sim 70 \text{ mg l}^{-1}$ - cheia) em contraponto ao período seco ($\sim 10 \text{ mg l}^{-1}$ - vazante). O nível no alto Rio Branco (interflúvio Branco-Uraricoera-Tacutu) pode variar entre $\sim 140 \text{ cm}$ (vazante) a $\sim 400 \text{ cm}$ (cheia) com vazão média de $2.500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Carvalho *et al.*, 2021).

As AU-SavRR são abastecidas por diferentes tributários da bacia do Rio Branco, que possuem distintos aspectos hidroquímicos. Isso confere às águas que abastecem as AU-SavRR características muito peculiares, como acidez (pH 5,0-6,0), pobreza em nutrientes, além de baixas concentrações de oxigênio dissolvido e temperaturas quase sempre elevadas ($> 30^\circ\text{C}$) ao longo dos meses por causa da alta incidência de luz solar (Santos *et al.*, 1985; Meneses *et al.*, 2007).

A condutividade elétrica das águas da AU-SavRR varia entre 4 e $14 \mu\text{S/cm}$, refletindo as baixas concentrações de sólidos totais dissolvidos, cujos valores variaram entre 2,0 e $7,0 \text{ mg/l}$. Os valores muito baixos de condutividade elétrica mostram que as águas das AU-SavRR provêm de terrenos relativamente pobres em íons, como Ca^+ , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ . O oxigênio dissolvido se encontra entre 4,0 e $5,7 \text{ mg/l}$. Esses valores baixos possivelmente refletem a densa colonização por macrófitas aquáticas que cobrem cerca de 80% das áreas úmidas. No processo de decomposição, as macrófitas consomem o oxigênio dissolvido na água, contribuindo para a diminuição no ambiente. Em agosto de 2022, a equipe do INPA (Núcleo de Roraima) amostrou 40 pontos dispersos pelas AU-SavRR (M. G. Bandeira, dados não publicados). Foi constatado que, na média, esses ambientes são rasos, com profundidade de $42 \pm 20 \text{ cm}$ e apresentam temperatura de $30,3 \pm 2,2^\circ\text{C}$. A amostragem também indicou que o pH variou de 5,1 a 7,5, a condutividade média foi de $5,65 \pm 10,9 \mu\text{S/m}$, a turbidez foi de $4,1 \pm 12 \text{ NTU}$, o oxigênio dissolvido foi de $8 \pm 1,5 \text{ mg/l}$, e a saturação de oxigênio, de $107 \pm 21,9 \%$.

3. ESTUDOS ECOLÓGICOS E TAXONÔMICOS

Os estudos relacionados à flora vêm investindo esforços em levantamentos florísticos, pontuais e sistêmicos, dirigidos para caracterizações das principais formações (macro-habitats) de vegetação com entendimento das condicionantes ambientais que as determinam. Os principais estudos ecológicos e taxonômicos associados à fauna das AU-SavRR vêm sendo realizados com especial destaque para invertebrados aquáticos, ictiofauna e avifauna.

3.1 Flora

3.1.1 Caracterização das formações vegetais das AUs-SavRR

As formações vegetais que ocorrem nas AU-SavRR cobrem um gradiente hidrológico caracterizado por ambientes **(i)** permanentemente aquáticos (lagos, lagoas e cursos d'água); **(ii)** palustres (solos quase sempre encharcados – mal drenados); **(iii)** periodicamente inundados (solos de mal a imperfeitamente drenados); e **(iv)** permanentemente terrestres (bem drenados) (Figura 5). A combinação desses diferentes ambientes em uma área extensa de ~43.000 km² resulta na formação de uma paisagem sazonalmente úmida com características peculiares e com distintas macrounidades. A inclusão das macrounidades permanentemente terrestres dispersas em grandes paisagens úmidas considera sua importância para a manutenção da biodiversidade que é comum à paisagem geral (Junk *et al.*, 2014), podendo ser usada dentro de uma caracterização geral.

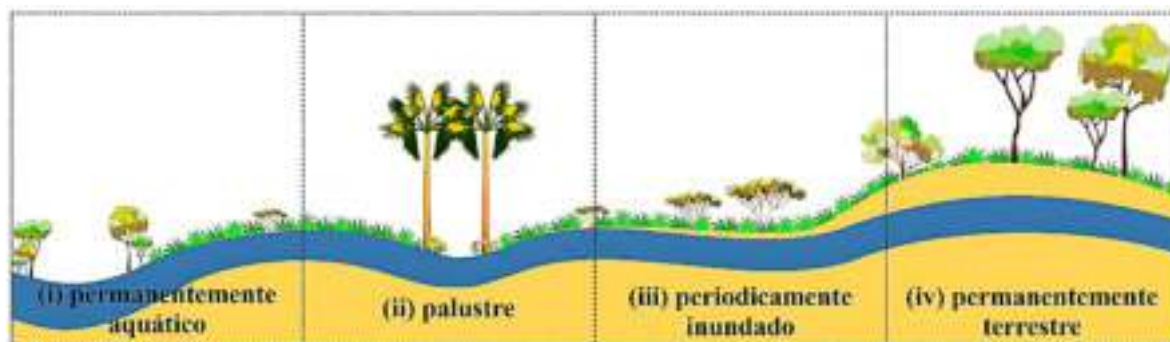


Figura 5. Perfil esquemático das principais unidades ou formações vegetais (habitats/feições) que ocorrem nas áreas de menor altitude e planas do relevo que caracteriza as AU-SavRR.

3.2 Ambientes permanentemente aquáticos e palustres

A vegetação característica de ambientes permanentemente aquáticos está quase sempre associada aos dos ambientes palustres. Em ambos os macro-habitats há ampla dominância de lagos, lagoas e pequenos igarapés habitados por macrófitas aquáticas com predominância do estrato graminoso (e.g. Poaceae e Cyperaceae) ao seu redor. Assim sendo, grandes extensões de campos caracterizam os macro-habitats das áreas úmidas da Savana de Roraima. Vegetação ripária (matas ciliares ou florestas de galeria) são ecos-

sistemas florestais associados a cursos d'água de maior volume (abordado abaixo). A característica estrutural-campestre ao redor de lagos/lagoas dispersos nas AU-SavRR é determinada pelo gradiente hidrológico. Esses ambientes lacustres se desenvolvem em cotas em torno de 60 a 100 metros de altitude com declividade entre 0° e 5°, onde há pleno domínio de uma superfície aplainada pela grande rede de drenagem da área *core* dos rios Branco-Uraricoera-Tacutu (Carvalho & Moraes, 2014). Dessa forma, lagos/lagoas acabam formando um sistema interconectado por entre campos e igarapés, o qual abrange cerca de 10% da superfície aplainada da savana durante a estiagem, sendo quase que totalmente desprovidos de elementos arbóreos. Esse sistema de áreas úmidas permanentes e palustres representa cerca de 4.400 km² de extensão que, durante a estação chuvosa, pode formar extensos núcleos lacustres interconectados com ~16.000 km² (Carvalho *et al.*, 2022). Além de lagos/lagoas habitados por macrófitas aquáticas e ladeados por um estrato graminoso, também se destacam brejos dominados por uma ampla abundância de componentes herbáceos, além de veredas sob predomínio da palmeira *Mauritia flexuosa* (buriti) (Miranda & Absy, 2000; Barbosa & Bacelar-Lima, 2008; Paiva *et al.*, 2017).

3.3 Ambientes periodicamente inundados

Os macro-habitats periodicamente inundados (anual ou eventual) são ambientes periféricos da área *core* das AU-SavRR. A vegetação dessas áreas é caracterizada como de transição para os habitats de savana que não sofrem eventos de inundação. A composição e riqueza de espécies desse macro-habitat são dominadas por elementos herbáceos e subarbustivos. Os principais elementos herbáceos desse macro-habitat que possuem alagamentos anuais são *Paspalum carinatum* (Poaceae), *P. hyalinum* (Poaceae) e *Rhynchospora barbata* (Cyperaceae), enquanto aqueles sob inundações eventuais (e.g. fortes eventos La Niña) são *Trachypogon spicatus* (Poaceae), *Paspalum carinatum* (Poaceae) e *Axonopus aureus* (Poaceae) (Araújo *et al.*, 2017). O subarbusto de maior expressão (abundância e biomassa) nas áreas periodicamente inundadas é *Byrsonima verbascifolia* (Malpighiaceae) (Barbosa & Fearnside, 2005).

3.4 Ambientes permanentemente terrestres

Os habitats de savana que não são afetados por qualquer tipo de inundação (solos bem drenados) são formações satélites da área *core* das AU-SavRR. Esses ambientes não são considerados como partes integrantes do núcleo das áreas úmidas, mas não há dúvidas de sua importância biológica dentro do contexto da composição e riqueza de espécies, pois são componentes formadores da paisagem geral das savanas de Roraima. Esse macro-habitat regional também é nutrido pela dinâmica hidrológica subterrânea derivada das áreas que sofrem algum tipo de inundação. Esses habitats permanentemente terrestres possuem elementos arbóreos em maior profusão, formando tipos estruturais parqueados, arborizados e florestados (Barbosa & Fearnside, 2005) que alimentam a dinâmica de formação de moitas e aglomerados arbóreos (Mourão Júnior *et al.*, 2010). As principais espécies

arbóreas desse grupo são *Curatella americana* (Dilleniaceae), *Byrsonima crassifolia* e *B. coccolobifolia* (Malpighiaceae) (Miranda *et al.*, 2002; Barbosa *et al.*, 2007). As principais famílias botânicas encontradas nessas áreas não inundáveis são Rubiaceae, Leguminosae (sensu Azani *et al.*, 2017), Melastomataceae, Poaceae, Cyperaceae, Euphorbiaceae, Annonaceae, Myrtaceae, Malpighiaceae e Clusiaceae (Barbosa & Bacelar-Lima, 2008).

3.5 Vegetação ripária (ambientes florestais)

As comunidades de plantas que formam os ambientes florestais das AU-SavRR são caracteristicamente aquelas definidas como vegetação ripária (matas ciliares ou de galeria) de igarapés e grandes cursos d'água associados ao interflúvio dos rios Branco, Uraricoera e Tacutu. Os primeiros levantamentos de larga escala nesses ambientes foram efetivados com o intuito de exploração florestal econômica, com o maior exemplo sendo explicitado pelo Projeto RADAMBRASIL (Brasil-MME, 1975). Ao longo dos primeiros anos da década de 1970, foram estabelecidas parcelas amostrais de 1 ha em locais sob inundações – definidas naquela época como “florestas aluviais”. Alguns exemplos foram efetivados também no setor leste da Ilha de Maracá, com o inventário florestal de espécies comerciais sob circunferência à altura do peito igual ou maior que 100 cm.

Dentro dos primeiros planos para estabelecer uma hidrelétrica no complexo de corredeiras do Bem Querer (IDE, 1975), a Universidade Federal de Santa Maria realizou um levantamento sobre o potencial madeireiro das florestas que ocorrem ao longo da faixa do Rio Branco, entre as corredeiras até a cidade de Boa Vista (Schneider *et al.*, 1982), a maior parte sob total domínio das AU-SavRR. As florestas sazonalmente inundadas - definidas como “igapó” pelos autores do estudo - possuíam o maior volume comercial (71,5 m³) em relação aos ambientes de terra firme e campinaranas, tendo como principais espécies mututi da várzea, muiratinga, tapioqueira e arapari – todas sem identificação botânica pelos autores.

Com o advento do Projeto Maracá no final dos anos 1980, oportunizou-se a realização de levantamentos mais pormenorizados em diferentes ambientes da Ilha de Maracá, principalmente os situados no setor leste da ilha (Milliken & Ratter, 1998), totalmente sob domínio das AU-SavRR. Os autores indicaram que algumas espécies florestais tolerantes às inundações sazonais no setor leste da ilha são muito comuns na região, como *Peltogyne gracilipes* (Leguminosae), *Pochota fendleri* (Malvaceae) e *Lecythis corrugata* (Lecythidaceae). Essas espécies também foram encontradas nos levantamentos ecológicos realizados por Nascimento *et al.* (1997, 2007) e Silva *et al.* (2019, 2021) em diferentes ambientes do interior da ilha. Todos os estudos deram franco destaque para *Peltogyne gracilipes* (Leguminosae), por ser essa uma espécie arbórea monodominante de grande abundância em áreas de menor altitude caracterizadas por solos mal drenados e com altas concentrações de Fe²⁺ e Al³⁺.

O maior levantamento florestal realizado nas matas ciliares que compõem parte das AU-SavRR é derivado dos trabalhos de Farias (2014) e Pereira (2018). Em ambos os

estudos foram inventariados 3.372 indivíduos (289 espécies e 56 famílias) com diâmetro à altura do peito maior ou igual a 10 cm ao longo de 12 localidades de florestas alagadas distribuídas por todo o rio Branco – do interflúvio com os rios Uraricoera-Tacutu até sua foz, próximo do Rio Negro. Três localidades do levantamento compreendem integralmente ambientes de florestas alagáveis sob a influência das AU-SavRR – região definida pelos autores como Alto Rio Branco. Nessas localidades há um grupo de 11 espécies arbóreas totalmente associadas à área florestal definida pela isoclina de precipitação que delimita o domínio da savana do Alto Rio Branco daquela sob domínio das florestas do Baixo Rio Branco (Pereira, 2018). As principais espécies desse grupo são *Swartzia microstylis* (Leguminosae), *Xylopia discreta* (Annonaceae), *Vitex sprucei* (Lamiaceae) e *Martiodendron excelsum* (Leguminosae). As duas localidades mais próximas do interflúvio com os rios Uraricoera-Tacutu – área core das AU-SavRR - foram as de menor número de espécies arbóreas (29-32). A riqueza das duas localidades representa menos da metade da média encontrada para as demais localidades sob domínio florestal do Baixo Rio Branco (66) (Pereira, 2018).

A discrepância na riqueza de espécies arbóreas entre localidades deve ser facultada tanto a fatores ecológicos associados aos regimes de inundação e tipos de solo, quanto a fatores antropogênicos. As atividades humanas ao longo das matas ciliares do Rio Branco situadas próximas à cidade de Boa Vista (rizicultura, desmatamentos, incêndios florestais e extração seletiva de madeira) vêm rotineiramente impactando a riqueza, diversidade e estrutura desses ambientes florestais que pertencem às AU-SavRR. Esses mesmos fatores também vêm sendo observados nos sistemas florestais não inundáveis (e.g. ilhas de mata) dispersos na Savana de Roraima (Santos *et al.*, 2013), induzindo a alteração na composição de espécies e redução da biomassa arbórea acima do solo (Jaramillo, 2015).

3.2 Fauna

3.2.1 Invertebrados Aquáticos

Os recentes estudos com invertebrados coletados em diferentes partes das AU-SavRR frequentemente vêm relatando espécies novas, mas todas as investigações indicam que a diversidade de invertebrados desses ambientes ainda é muito subestimada. O primeiro levantamento de Rotifera em ambientes temporários foi realizado nos ambientes aquáticos do leste da Ilha de Maracá (159 espécies), uma grande zona ecológica totalmente relacionada com as AU-SavRR, onde foram descritas três espécies novas: *Lepadella christinei*, *Lepadella tricostota* e *Testudtnello robertsoni* (Koste & Robertson, 1990). O aprofundamento dos estudos com Rotifera foi expandido para zonas centrais das AU-SavRR com características de inundação temporária (149 espécies), onde também foram descritas três espécies novas: *Cephalodella brandorffi*, *Lecane bulla papillosa*, *Macrochaetus paggiensae* (Koste, 2000). Nas proximidades de Boa Vista houve a descrição de uma nova espécie de microcrustáceo: *Alona brandorffi* (Branchiopoda) (Sinev & Hollwedel, 2002).

Várias descrições de novas espécies de insetos aquáticos foram realizadas em diferentes partes das AU-SavRR a partir de meados dos anos 2010, com destaque para *Lumahyphes cocal* (Ephemeroptera) (Boldrini *et al.*, 2015), *Haliplus fiorentini* e *H. regili* (Coleoptera) (Benetti & Hamada, 2017) e *Berosus illuviosus*, *B. parvus* e *B. andreazzei* (Coleoptera) (Santana *et al.*, 2019). Um estudo gerenciado por M. G. Bandeira (comunicação pessoal), de 2022, que usa zooplâncton como grupo ecológico bioindicador, vem investigando se o avanço dos cultivos agrícolas em larga escala e as inundações de águas trazidas pelos rios que movimentam operações de garimpo ilegal são capazes de produzir efeitos distintos em diferentes localidades das AU-SavRR. Os resultados taxonômicos preliminares apontam quatro grandes grupos de microcrustáceos (Anostraca, Cladocera, Copepoda e Ostracoda) como os principais representantes de zooplâncton dessas áreas úmidas. De forma geral, a abundância total de microcrustáceos é baixa e não apresenta diferença significativa ao longo das diferentes localidades amostradas, podendo ser um indicativo de efeitos negativos de fatores antropogênicos relacionados ao agronegócio e/ou ao garimpo ilegal.

3.4 Estudos Ictiológicos

Indicações sobre a composição e riqueza de espécies de peixes que habitam as rios e igarapés das savanas de Roraima são antigas e datam do final do século XVIII por meio da Viagem Filosófica de Alexandre Rodrigues Ferreira (Ferreira, 1786). Ferreira coletou inúmeros exemplares da ictiofauna ao longo de todo o Rio Branco, incluindo o seu alto curso que integra a área *core* das AU-SavRR. Parte das informações sobre esses espécimes coletados foram perdidas em eventos históricos, como a invasão da Península Ibérica por Napoleão (Vari & Ferraris-Jr., 2009). Outra forte indicação sobre a composição e riqueza das AU-SavRR pode ser obtida das expedições dos irmãos Richard e Robert Schomburgk (1835-1839). Ambos realizaram coletas em afluentes dos rios e igarapés da então Guiana Britânica (hoje República Cooperativista da Guiana), e em parte dos rios Negro, Orinoco e Branco, com destaque para as áreas que cortam as savanas de Roraima (Schomburgk, 1840, 1889). Em 1912, John Hasemann realizou um trabalho que incluiu trechos do Alto Rio Branco, nas áreas de savanas abertas de Roraima (Hasemann, 1915), tendo depositado sua extensa coleção no Museu de Viena, mas esse material ainda precisa ser criticamente revisado (Vari & Ferraris-Jr., 2009).

Um trabalho muito relevante foi realizado por R. H. Lowe-McConnell, na então Guiana Britânica (Lowe-McConnell, 1964). Esse estudo foi realizado nos ambientes associados às savanas do Rio Rupununi, que fazem parte do mesmo complexo hidrológico no qual estão inseridas as AU-SavRR. A autora chama a atenção do comportamento da ictiofauna devido ao impacto causado pelas chuvas no pulso de inundação em associação com a antiga conexão entre as bacias do Rio Essequibo, o maior rio da Guiana, e a bacia dos rios Negro-Amazonas (ver Figura 2). Essa paleoconexão se dá através dos rios Rupununi e Tacutu/Branco, que no período de cheias, geralmente de maio e julho, permanecem

conectados e influenciam diretamente a diversidade de espécies de peixes e outros organismos aquáticos que transitam por esses ambientes inundados.

A partir do final dos anos 1980 houve uma intensificação de estudos sobre a ictiofauna de rios e igarapés que cortam ou alimentam a região das AU-SavRR. Essa intensificação está diretamente relacionada com o advento do Projeto Maracá, uma parceria entre os governos brasileiro e britânico para estudos ecológicos na Estação Ecológica de Maracá (Hemming & Ratter, 1993). Um dos primeiros levantamentos que pode ser creditado nessa parceria internacional foi a documentação da ictiofauna do Rio Mucajaí, com o registro da ocorrência de 126 espécies de peixes (Ferreira *et al.*, 1988).

Outro importante grupo de peixes muito bem documentado é o dos peixes-elétricos neotropicais (sarapós), principalmente aqueles que ocorrem nos ambientes abertos da Estação Ecológica de Maracá, onde há a ocorrência de enclaves de savanas associadas ao contínuo das AU-SavRR através dos períodos de inundação (Alves-Gomes, 1997). Documentação relacionada ao estudo de Alves-Gomes indica que foram identificados 23 gêneros de 6 famílias, todos incluídos na ordem Gymnotiformes, inclusive o Puraquê/ Poraquê - *Electrophorus electricus* (Linnaeus, 1766).

Relatos sobre o status de conservação da ictiofauna dos rios Cauamé e Murupu (109 espécies coletadas), situados próximos à capital Boa Vista, capital de Roraima, indicam os riscos a que a ictiofauna desses ambientes de águas claras está submetida, principalmente devido ao crescimento urbano e à expansão dos cultivos em suas margens (Briglia-Ferreira, 2005). Em um trabalho mais extenso e depurativo sobre o Rio Branco e seus afluentes, Ferreira *et al.* (2007) descreveram a ocorrência de pelo menos 527 espécies de peixes para toda a bacia. Os autores apontaram os riscos a que os ambientes sob o domínio de áreas úmidas estão expostos por causa do acelerado crescimento das atividades antrópicas na região, em especial, a multiplicação dos monocultivos de larga escala, a expansão do garimpo ilegal, dos efluentes das cidades e a exploração mineral ligada à construção civil.

Os lagos de depressão, muito conspícuos nos ambientes das AU-SavRR, são ecossistemas abertos, muito iluminados e parcialmente cobertos por macrófitas emergentes. A exposição direta à luz solar produz temperaturas elevadas e baixas concentrações de oxigênio dissolvido afetam a sobrevivência da ictiofauna. Mesmo assim, nos lagos maiores e perenes é possível encontrar diversas espécies de peixes, como a piaba *Hemigrammus stictus* (Characidae), espécies de peixes-lápis do gênero *Nannostomus* (Lebiasinidade), Jejus (*Erythrinus erythrinus*) e pequenos ciclídeos do gênero *Apistogramma*. Em lagoas isoladas e temporárias, peixes de ciclo de vida anual, como os rivulídeos (e.g. *Moema portugali*) podem constituir os únicos peixes habitantes desses ambientes (Ferreira *et al.*, 2007).

Em um levantamento da ictiofauna na região da Serra da Lua, onde rios, igarapés, lagos e nascentes estão associados às AU-SavRR devido à conexão com a bacia do Rio Tacutu, foi descrita a ocorrência de 86 espécies de peixes, com estimativa de ocorrência

de pelo menos 127 espécies através do estimador Jackknife (Ferreira *et al.*, 2012)2012. Os autores desse estudo destacam que, apesar de se constituir no maior bloco contínuo de savanas na Amazônia, a ecorregião do lavrado não abriga unidades de conservação (UC), excetuando-se enclaves de áreas abertas na Estação Ecológica de Maracá. Os autores indicam fortemente que esse tipo de ecossistema é único, mas está fora das políticas de conservação na Amazônia.

Importante estudo foi realizado em ambientes temporários das áreas úmidas do interflúvio dos rios Uraricoera, Branco e Tacutu (Almeida *et al.*, 2021). A investigação documentou a identificação de 56 espécies de peixes (sete ordens), com *Parapristella aubynei* (24% dos exemplares), *Hemigrammus stictus* (12%) e *Hemigrammus lunatus* (9%) sendo as mais abundantes. Os autores indicaram também que as famílias mais abundantes foram Characidae (57%), Lebiasinidae (14%) e Cichlidae (10%). Espécies do gênero *Hemigrammus* foram encontradas em quase todas as amostras do estudo e, este, também foi o gênero mais abundante e mais rico entre os coletados (31%). Em relação às veredas de buritizais, o estudo apontou que são colonizadas principalmente por peixes de pequeno porte. Espécies generalistas como pequenos cichlídeos e characídeos, com até 60-90% de frequência de ocorrência; peixes-lápis com 70-80%; espécies adaptadas à baixa concentração de oxigênio, como *Hoplias malabaricus*, e bagrinhos sedentários, como *Potamoglanis hasemani*, ambas com 50% de ocorrência nas veredas analisadas. Sarapós alcançam até 30%, e ciclídeos carnívoros como *Acaronia nassa* podem chegar a 70% de frequência de ocorrência nas veredas de buritizais, considerado apenas o período de estiagem (Almeida *et al.*, 2021).

4. AVIFAUNA

Vários trabalhos sobre a avifauna que transita pela bacia do Rio Branco podem ser destacados, como Naka *et al.* (2019), estudando aspectos evolucionários, Naka *et al.* (2020) investigando o papel do clima na compreensão da diversidade de aves, e Santos e Silva (2007), realizando uma síntese específica sobre a composição das aves na Savana de Roraima. Os últimos autores merecem destaque porque compilaram as informações sobre as espécies que ocorrem por toda a área de savana local, identificando pelo menos 306 espécies de aves. Do total de aves identificadas para esses ambientes, 287 foram espécies residentes e 19, migratórias. Os autores indicaram que três espécies são consideradas endêmicas do complexo de savanas da bacia dos rios Branco-Rupununi (*Aratinga solstitialis*, *Synallaxis kollari* e *Campylorhynchus griseus*), enquanto duas são consideradas globalmente ameaçadas de extinção (*Cercomacra carbonaria* e *Synallaxis kollari*). Das 306 espécies identificadas, 56 são encontradas especificamente nas AU-SavRR. Importante considerar que os autores indicam que apenas 1,41% das savanas de Roraima estão protegidas por unidades de conservação. A parte relativa à Estação

Ecológica de Maracá protege ambientes de áreas úmidas, e a outra parte é de altitude e situa-se no Parque Nacional do Monte Roraima, sobrepondo-se à Terra Indígena Raposa-Serra do Sol.

Os dados reportados por Santos e Silva (2007) apontam para a vulnerabilidade das aves e da biodiversidade em geral nas AU-SavRR, visto que esses ambientes estão frequentemente ameaçados pelas ações antrópicas, como a agricultura de larga escala. As políticas de conservação a serem implementadas devem considerar a paisagem como um todo e suas interconexões. A grande extensão geográfica das savanas da bacia dos rios Branco-Rupununi abriga uma elevada heterogeneidade ambiental, a qual parece refletir a riqueza de espécies de aves registrada nessa região. Cerca de 41% das aves que ocorrem em Roraima estão associadas aos ambientes de savana, que representam menos de 20% da superfície física do estado (Santos & Silva, 2007).

5. AMEAÇAS AO ECOSISTEMA

5.1 Agronegócio

A maior parte das AU-SavRR possui um estrato edáfico baseado em vegetação gramínea (Poaceae, Cyperaceae e arbustos de ciclo curto), em associação com algumas espécies de árvores típicas da savana local que suportam a sazonalidade de inundação (Miranda *et al.*, 2002; Barbosa & Miranda, 2005). Devido a esse grande tapete gramíneo, a maior parte das AU-SavRR vem sendo historicamente utilizada para pastoreio e reserva de água de gado bovino criado de forma extensiva (Guerra, 1954; Riviére, 1972). Como esses ambientes possuem alto potencial reservatório, se destacam também como base do repositório de água subterrânea de toda a região da savana local (Carvalho *et al.*, 2016).

As características de vegetação e disponibilidade de água determinaram o aproveitamento quase que exclusivo da atividade pecuária extensiva nas áreas mais baixas e úmidas do lavrado até os anos 1980-90, quando incentivos estaduais começaram a redirecionar a política local para empreendimentos agrícolas de exportação de grande escala (D.O.E.R., 1998). Assim sendo, áreas próximas de Boa Vista e dos principais eixos rodoviários estaduais e federais foram rapidamente transformadas em campos agrícolas (Barbosa & Campos, 2011). Os empreendimentos sob influência de áreas úmidas são drenados para a expansão da área útil ao agronegócio (soja, sorgo e milho), alterando drasticamente a função e os processos ecológicos associados ao solo. A drenagem de áreas úmidas de savanas/cerrados é uma forte ameaça ecossistêmica, pois pode provocar assoreamento em igarapés, lagos e lagoas próximas, ou ampliar a severidade da seca edáfica, prejudicando o próprio agronegócio (Wantzen, 2006; Wantzen *et al.*, 2006).

5.2 Garimpo ilegal

A poluição por mercúrio tem sido indicada como uma das maiores ameaças a serem enfrentadas na Amazônia, pois afeta não apenas os grandes rios, mas também as áreas úmidas associadas (Nogueira & Junk, 2000). Peixes contaminados por mercúrio (Hg) foram encontrados nos rios Branco, Mucajá e Uraricoera devido ao garimpo ilegal de ouro na Terra Indígena Yanomami (Vasconcellos *et al.*, 2022). Esse fato indica que as águas que servem as AU-SavRR possivelmente também estão contaminadas por Hg, se considerarmos a extensa conectividade entre os ambientes afetados pela atividade garimpeira e as áreas inundáveis. As implicações não se restringem apenas aos efeitos diretos nos organismos ou nos ambientes aquáticos, mas também afetam a saúde das diversas populações humanas (e.g. indígenas, pescadores, ribeirinhos) que vivem associadas a esses ambientes, e que consomem peixes e demais organismos contaminados (Vasconcellos *et al.*, 2022). Por serem altamente vulneráveis à ação humana e frágeis em sua dependência de fatores edáficos, as AU-SavRR necessitam de proteção ambiental específica que atente para a diversidade biológica da maior área úmida de savana do extremo norte da Amazônia brasileira (Carvalho *et al.*, 2021).

5.3 Expansão urbana

Todos os centros urbanos estabelecidos na Savana de Roraima desenvolveram-se ou foram expandidos sobre lagos e igarapés, com especial destaque para a cidade de Boa Vista, onde habita o maior contingente populacional da região. Essa característica dos centros urbanos dispersos na savana de Roraima deve ser vista com cautela pelo poder público na regulação adequada do uso do solo (Carvalho *et al.*, 2022). Estudos realizados em Boa Vista sobre a pressão antrópica nos recursos hídricos (Falcão *et al.*, 2012), e especificamente sobre os lagos (Oliveira & Carvalho, 2014), identificaram setores urbanos com constantes problemas de alagamentos e/ou sanitários, por causa de lagos aterrados e invasão de áreas de preservação permanente. O problema de aterramento de áreas lacustres vem sendo indicado com um dos principais problemas associados ao impacto do crescimento urbano sobre ambientes de áreas úmidas em Boa Vista. Estudo realizado no entorno da área de expansão de Boa Vista (série temporal de 28 anos), identificou perda de 16,5 km² de área lacustre, representando 26,4% da área aterrada ante o crescimento urbano, se configurando no principal problema para a criação de novos bairros (Ferreira, 2019).

6. RECOMENDAÇÕES

Modelos globais indicam que a Amazônia sofrerá forte impacto no seu ciclo hidrológico devido aos efeitos deletérios do aquecimento global (Marengo & Souza-Junior, 2018). Nessa configuração estima-se que as AU-SavRR sejam afetadas por severas secas e degradem da mesma forma como na maior parte da Bacia Amazônica, alcançando um

ponto de não retorno - *tipping point* (Lovejoy & Nobre, 2018; Paredes-Trejo *et al.*, 2022). Além dos efeitos do aquecimento global, as AU-SavRR vêm drasticamente perdendo área física, principalmente a partir de meados dos anos 2000 (Barbosa & Campos, 2011). Esse marco temporal delimita o vertiginoso aumento de grandes projetos de desenvolvimento na Savana de Roraima, em especial a ampliação da rede de tanques de piscicultura (Matthiensen *et al.*, 2009), a expansão da silvicultura de larga escala (Arco-Verde *et al.*, 2005; Aguiar *et al.*, 2014), e a multiplicação de áreas de cultivo agrícola para servir ao agronegócio de exportação (Cordeiro, 2005; Gianluppi & Smiderle, 2005). Todos esses projetos se mantêm associados à expansão de áreas urbanas - em especial, Boa Vista, e ao impacto da poluição do garimpo nos ecossistemas aquáticos que formam a larga rede de AU-SavRR.

Nesse contexto, não há dúvidas quanto à urgência de ampliação de levantamentos da diversidade biológica nas AU-SavRR devido à constante redução de sua área física e ao impacto negativo na química e física das águas que formam os diferentes ecossistemas aquáticos. Um dos pontos destacados é a necessidade de investigações não apenas da composição e riqueza da ictiofauna de lagos e lagoas dispersos na área *core* das AU-SavRR, mas também de processos e funções ecológicas associadas a esses ambientes, podendo esse tema ser considerado como uma grande lacuna de conhecimento local.

Outro ponto de relevância para investigações nas AU-SavRR é a biogeografia da ictiofauna das bacias dos rios Negro, Orinoco e Essequibo. Qualquer ação que possa afetar essa ancestral conectividade hidrológica deve ser amplamente discutida e avaliada. Há uma lacuna de conhecimento sobre a ocorrência de espécies que aparentemente são exclusivas das bacias dos rios Orinoco e Essequibo, e que foram capturadas no Rio Tacutu e em um de seus afluentes, o Rio Urubu (Ferreira *et al.*, 2012)2012. Situações como essas conferem às AU-SavRR uma importância única no entendimento e na representação da biodiversidade da região amazônica, bem como para a biogeografia e padrões de distribuição da flora e fauna do norte da América do Sul.

Na classificação das AUs brasileiras, a extensão de uma área alagável é assim determinada:

Pelo limite da inundação rasa ou do encharcamento permanente ou periódico, ou no caso de áreas sujeitas aos pulsos de inundação, pelo limite da influência das inundações médias máximas, incluindo-se aí, se existentes, áreas permanentemente secas em seu interior, habitats vitais para a manutenção da integridade funcional e da biodiversidade das mesmas. Os limites externos são indicados pelo solo hidromórfico, e/ou pela presença permanente ou periódica de hidrófitas e/ou de espécies lenhosas adaptadas a solos periodicamente encharcados (Junk *et al.*, 2014).

Considerando a grande extensão e diversidade dos macro-habitats e suas múltiplas inter-relações ecológicas, propomos a inclusão da ecorregião das Áreas Úmidas das Sava-

nas de Roraima na classificação brasileira em nível de Classe comparável a outras grandes regiões úmidas nacionais, tais como as várzeas e igapós amazônicos, o Pantanal mato-grossense e as AUs dos rios Paraná, Araguaia e Guaporé. Isso exige esforços adicionais para elaborar uma classificação pormenorizada dos macro-habitats da região, comparável àquelas já à disposição para as outras regiões úmidas.

De forma ampla, a principal lacuna a ser preenchida diz respeito às políticas de conservação da Savana de Roraima, com destaque para os ecossistemas associados às áreas úmidas. As políticas locais para essa ecorregião são inexistentes ou pouco relacionadas com as da esfera federal. O motivo é a forte pressão política local sobre posse e uso da terra dessa ecorregião. As políticas públicas de conservação estaduais precisam ser adequadas a partir de um contexto mais amplo, como o da Convenção de Ramsar (MMA, 2020), considerando as especificidades a serem enfrentadas localmente. A implementação de políticas públicas voltadas para a conservação da Savana de Roraima precisa considerar a variação da paisagem (macro-habitats) e suas interconexões (Pinto *et al.*, 2008, 2014). A grande extensão geográfica da Savana de Roraima abriga uma elevada heterogeneidade ambiental, a qual reflete a riqueza de espécies, funções e processos ecológicos de extrema importância biológica. Políticas públicas específicas para a ecorregião cobririam uma lacuna importante relacionada à gestão ambiental local, mas com amplitude regional. A implementação de políticas racionais abriria importantes discussões sobre os serviços ecossistêmicos proporcionados pela ecorregião, englobando soluções para a perda da superfície de água, valoração da diversidade biológica e dos estoques de carbono. Este último, parte integrante do processo mitigador do aquecimento global.

REFERÊNCIAS

- Ab'Saber, A.N. (1997). A Formação Boa Vista: o significado geomorfológico e geoecológico no contexto do relevo de Roraima. In: Barbosa, R.I., Ferreira, E.J. & Castellón, E. (eds). *Homem, Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima*. INPA, Manaus - Amazonas. p. 267-293.
- Absy, M.L., Prance, G.T., Servant, M. & Miranda, I.S. (1997). Registros palinológicos em sedimentos do holoceno e vegetação atual em Roraima. In: Barbosa, R.I., Ferreira, E.J.G. & Castellon, E.G. (eds). *Homem, Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima*. INPA - Governo de Roraima, Manaus, Amazonas. p. 463-480.
- Aguiar, A., Barbosa, R.I., Barbosa, J.B.F. & Mourão, M. (2014). Invasion of *Acacia mangium* in Amazonian savannas following planting for forestry. *Plant Ecology & Diversity* 7: 359-369. doi.org/10.1080/17550874.2013.771714.
- Albert, J.S., Val, P. & Hoorn, C. (2018). The changing course of the Amazon River in the Neogene: center stage for Neotropical diversification. *Neotropical Ichthyology* 16: c180033. doi.org/10.1590/1982-0224-20180033.
- Almeida, I.R.S., Santos, G.M. & Zuanon, J. (2021). Composição e estrutura trófica de assembleias de peixes em veredas de buritizais, no período de estiagem, no Lavrado de Roraima, Brasil. *Biota Amazônia* 11: 43-52. doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v11n2p43-52.
- Alves-Gomes, J.A. (1997). Informações preliminares sobre a bio-ecologia de peixes elétricos (Ordem Gymnotiformes) em Roraima. In: Barbosa, R.I., Ferreira, E.J.G. & Castellón, E.G. (eds). *Homem, Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima*. INPA, Manaus, Amazonas. p. 509-555.

Araújo, M.A.M., Rocha, A.E., Miranda, I.S. & Barbosa, R.I. (2017). Hydro-edaphic conditions defining richness and species composition in savanna areas of the northern Brazilian Amazonia. *Biodiversity Data Journal* 5: e13829. doi.org/10.3897/BDJ.5.e13829.

Arco-Verde, M.F., Tonini, H. & Mourão-Júnior, M. (2005). A Silvicultura nas savanas de Roraima. In: Barbosa, R.I., Xaud, H.A.M. & Costa e Souza, J.M. (eds). *Savanas de Roraima: Etnoecologia, Biodiversidade e Potencialidades Agrossilvipastoris*. FEMACT, Boa Vista, Roraima. p. 195-200.

Azani, N., Babineau, M., Bailey, C.D., Banks, H., Barbosa, A., Pinto, R.B., Boatwright, J., Borges, L., Brown, G., Bru-neau, A., Candido, E., Cardoso, D., Chung, K.-F., Clark, R., Conceição, A.d., Crisp, M., Cubas, P., Delgado-Salinas, A., Dexter, K., Doyle, J., Duminil, J., Egan, A., De La Estrella, M., Falcão, M., Filatov, D., Fortuna-Perez, A.P., Fortunato, R., Gagnon, E., Gasson, P., Rando, J.G., Azevedo Tozzi, A.M.G.d., Gunn, B., Harris, D., Haston, E., Hawkins, J., Heren-deen, P., Hughes, C., Iganci, J.V., Javadi, F., Kanu, S.A., Kazempour-Osaloo, S., Kite, G., Klitgaard, B., Kochanovski, F., Koenen, E.M., Kovar, L., Lavin, M., Roux, M.I., Lewis, G., de Lima, H., López-Roberts, M.C., Mackinder, B., Maia, V.H., Malécot, V., Mansano, V., Marazzi, B., Mattapha, S., Miller, J., Mitsuyuki, C., Moura, T., Murphy, D., Nageswara-Rao, M., Nevado, B., Neves, D., Ojeda, D., Pennington, R.T., Prado, D., Prenner, G., de Queiroz, L.P., Ramos, G., Ranzato Filardi, F., Ribeiro, P., Rico-Arce, M.d.L., Sanderson, M., Santos-Silva, J., São-Mateus, W.B., Silva, M.S., Simon, M., Sinou, C., Snak, C., de Souza, É., Sprent, J., Steele, K., Steier, J., Steeves, R., Stirton, C., Tagane, S., Torke, B., Toya-ma, H., Cruz, D.T.d., Vatanparast, M., Wieringa, J., Wink, M., Wojciechowski, M., Yahara, T., Yi, T. & Zimmerman, E. (2017). A new subfamily classification of the Leguminosae based on a taxonomically comprehensive phylogeny – The Legume Phylogeny Working Group (LPWG). *Taxon* 66: 44-77. doi.org/10.12705/661.3.

Barbosa, O. & Andrade Ramos, J.R. (1959). Território do Rio Branco. *Boletim da Divisão de Geologia e Minera-logia* 169: 43.

Barbosa, R.I. (1997). Distribuição das chuvas em Roraima [Rainfall distribution in Roraima]. In: Barbosa, R.I., Ferreira, E.F.G. & Castellon, E.G. (eds). *Homem, Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima*. Editora INPA, Ma-naus, Amazonas. p. 325-335.

Barbosa, R.I. & Bacelar-Lima, C.G. (2008). Notas sobre a diversidade de plantas e fitofisionomias em Roraima através do banco de dados do Herbário INPA. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento* 4: 131-154.

Barbosa, R.I. & Campos, C. (2011). Detection and geographical distribution of clearing areas in the savannas ('lavrado') of Roraima using Google Earth web tool. *Journal of Geography and Regional Planning* 4: 122-136.

Barbosa, R.I., Campos, C., Pinto, F. & Fearnside, P.M. (2007). The “Lavrados” of Roraima: Biodiversity and Con-servation of Brazil’s Amazonian Savannas. *Functional Ecosystems and Communities* 1: 29-41

Barbosa, R.I. & Fearnside, P.M. (2005). Above-ground biomass and the fate of carbon after burning in the sa-vannas of Roraima, Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 216: 295-316. doi.org/DOI.10.1016/j.foreco.2005.05.042.

Barbosa, R.I. & Miranda, I.S. (2005). Fitofisionomias e diversidade vegetal das savanas de Roraima. In: Barbosa, R.I., Xauda, H.A.M. & Costa e Souza, J.M. (eds). *Savanas de Roraima: etnoecologia, biodiversidade e potenciali-dades agrossilvipastoris*. FEMACT, Boa Vista - Roraima. p. 61-78.

Barni, P.E., Barbosa, R.I., Xaud, H.A.M., Xaud, M.R. & Fearnside, P.M. (2020). Precipitação no extremo nor-te da Amazônia: distribuição espacial no estado de Roraima, Brasil. *Sociedade & Natureza* 32: 439-456. doi.org/10.14393/SN-v32-2020-52769.

Benetti, C.J. & Hamada, N. (2017). Two new species of *Halipilus* Latreille, 1802 (Coleoptera, Halipilidae) from Northern Brazil. *Zootaxa* 4282: 584.

Boldrini, R., Santos, G.C. & Oliveira, D.R. (2015). First record of the genus *Lumahyphes* Molineri, 2004 (Ephem-eroptera: Leptohyphidae) from Brazil with description of a new species. *Zootaxa* 4013: 143.

Brasil-MME. (1975). Projeto RADAMBRASIL - Levantamento de Recursos Naturais. Ministério das Minas e Ener-gia, Departamento Nacional de Produção Mineral, Rio de Janeiro.

Briglia-Ferreira, S.R. (2005). Ictiofauna das savanas de Roraima: estado atual do conhecimento e novas perspec-tivas. In: Barbosa, R.I., Xaud, H.A.M. & Costa e Souza, J.M. (eds). *Savanas de Roraima: etnoecologia, biodiversi-dade e potencialidades agrossilvipastoris*. FEMACT, Boa Vista - Roraima. p. 111-121.

Carvalho, T.M., Carvalho, C.M. & Moraes, R.P. (2016). Fisiografia da paisagem e aspectos biogeomorfológicos do Lavrado, Roraima, Brasil. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 17: 93-107. doi.org/10.20502/rbg.v17i1.669.

Carvalho, T.M., Maia, R. & Morais, R. (2022). Análise das métricas dos sistemas lacustres não fluviais do Lavrado, região nordeste do Estado de Roraima. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 23: 1569 - 1582.

Carvalho, T.M., Maia, R. & Sander, C. (2021). Inserção do rio Branco nas áreas úmidas da Amazônia, Estado de Roraima, Amazônia Setentrional. *Ciência Geográfica* 25: 657-681.

Carvalho, T.M. & Morais, R. (2020). A paisagem do lavrado, nordeste de Roraima, como escala espacial para gestão territorial: uma questão urbano-ambiental. *Ciência Geográfica* 24: 1462-1477.

Carvalho, T.M. & Morais, R.P. (2014). Aspectos hidrogeomorfológicos do sistema fluvial do baixo rio Uraricoera e alto rio Branco como subsídio à gestão de terras. *Geografias* 10: 118-135.

Cordeiro, A.C.C. (2005). O cultivo de arroz em Roraima. In: I., B.R., M., X.H.A. & M., C.e.S.J. (eds). *Savanas de Roraima - Etnoecologia, Biodiversidade e Potencialidades Agrossilvipastoris*. FEMACT, Boa Vista, Roraima. p. 169-176.

Cremon, É.H., Rossetti, D.F., Sawakuchi, A.O. & Cohen, M.C.L. (2016). The role of tectonics and climate in the late Quaternary evolution of a northern Amazonian River. *Geomorphology* 271: 22-39.

D.O.E.R. (1998). LEI N.º 215 DE 11 DE SETEMBRO DE 1998 - Dispõe sobre o incentivo fiscal para os Empreendimentos agropecuários participantes do Projeto Integrado de Exploração Agropecuária e Agro-industrial do Estado de Roraima e dá outras providências. In. *Governo de Roraima - Diário Oficial do Estado de Roraima*, Boa Vista, Roraima.

Eden, M. (1970). Savanna vegetation in the northern Rupununi, Guyana. *Journal of Tropical Geography* 30: 17-28.

Falcão, M., Buás, A., Pinheiro, M. & Oliveira, S. (2012). Impactos ambientais no igarapé Wai Grande em Boa Vista - Roraima decorrentes da influência do aterro sanitário. *Revista Geonorte* 3: 199-207.

Farias, H.L.S. (2014). Biomassa arbórea nas florestas alagadas ao longo do rio Branco, Roraima. In. *PRONAT. UFRR, Boa Vista - Roraima*. p. 70.

Ferreira, A.R. (1786). Diário da viagem filosófica pela capitania de São José do Rio Negro; com a informação do estado presente dos estabelecimentos portugueses na sobredita Capitania, desde a vila capital de Barcelos até a fortaleza da barra do dito rio. In. *Manuscrito: Rio Negro 1786. Trata-se do primeiro relato da expedição. Consta suplemento com a indicação: N.º XVI*. p. 209-360.

Ferreira, E., Santos, G.M.d. & Jégu, M. (1988). Aspectos ecológicos da ictiofauna do rio Mucajaí. *Amazoniana* 10: 339-352.

Ferreira, E., Zuanon, J., Forsberg, B., Goulding, M. & Briglia-Ferreira, R. (2007). Rio Branco: Peixes, Ecologia e Conservação dos Ambientes Aquáticos de Roraima. *Asociación para la Conservación de la Cuanca Amazónica (ACCA), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) and Amazon Conservation Association (ACA)*.

Ferreira, I. (2019). Sistemas lacustres da cidade de Boa Vista-RR: uma análise morfométrica entre 1990 e 2018. In. *Departamento de Geografia. UFRR, Boa Vista, Roraima*. p. 52.

Ferreira, S.R.B., Röpke, C.P. & Alves-Gomes, J.A. (2012). Ictiofauna da região da Serra da Lua (Roraima, Brasil) e importância dos ambientes aquáticos de 'Lavrado' no interflúvio das bacias dos rios Negro, Essequibo e Orinoco. In: Scarlato, F.C., Evangelista, R.A.O. & Araújo, W.F. (eds). *Amazônia: Terra e Água - Degradação e Desenvolvimento Sustentável*. UFRR, Boa Vista, Roraima. p. 187-208.

Filizola, N.P., Rios, M.A., Guyot, J.L. & Melo-Filho, L.S. (1997). Sétima campanha de amostragem de água e sedimentos na bacia do rio Branco. In. *DNAEE/CGRH - ORSTOM - UnB, Brasília - DF*. p. 5.

Fleischmann, A.S., Papa, F., Andrade, A.F., Melack, J.M., Wongchuig, S., Paiva, R.C.D., Hamilton, S.K., Fluett-Chouinard, E., Barbedo, R., Aires, F., Bitar, A.A., Bonnet, M.-P., Coe, M., Ferreira-Ferreira, J., Hess, L., Jensen, K., McDonald, K., Ovando, A., Park, E., Parrens, M. & Collischonn, W. (2022). How much inundation occurs in the Amazon River basin? *Remote Sensing of Environment*, 278: 113099.

Gianluppi, D. & Smiderle, O.J. (2005). O cultivo de soja nos cerrados de Roraima. In: Barbosa, R.I., Xaud, H.A.M. & Costa e Souza, J.M. (eds). *Savanas de Roraima - Etnoecologia, Biodiversidade e Potencialidades Agrossilvipastoris*. FEMACT, Boa Vista, Roraima. p. 177-182.

Guerra, A.T. (1954). Notas sobre a pecuária nos campos do Rio Branco. *Boletim Geográfico* 12: 422-434.

Hasemann, J.D. (1915). Os Peixes do Rio Branco. Boletim do Ministério da Agricultura, Indústria e Comércio (Rio de Janeiro) 4: 83-90.

Hemming, J. & Ratter, J. (1993). Maracá: rainforest island. MacMillan London Limited, London.

IDE. (1975). Território Federal de Roraima - Estudo para Aproveitamento Energético (UHE BEM QUERER). In: Internacional de Engenharia (IDE), Rio de Janeiro. p. sem paginação.

INAU. (2015). Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macro-habitats. In: Cunha, C.N., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (eds). EdUFMT, Cuiabá, MT.

Jaramillo, M.M.A. (2015). Estrutura, biomassa arbórea e composição florística de ilhas de mata da savana de Roraima, Norte da Amazônia Brasileira. In: Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais. Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, Roraima, Brazil. p. 57.

Junk, W.J., Nunes da Cunha, C., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y. & Agostinho, A.A. (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24: 5-22.

Koste, W. (2000). Study of the Rotatoria-fauna of the littoral of the Rio Branco, south of Boa Vista, Northern Brazil. *International Review of Hydrobiology* 85: 433-469.

Koste, W. & Robertson, B. (1990). Taxonomic studies of the Rotifera from shallow waters on the Island of Maracá. *Amazoniana XI*: 185-200.

Latrubesse, E.M. & Nelson, B.W. (2001). Evidence for Late Quaternary aeolian activity in the Roraima-Guyana region. *Catena* 43: 63-80.

Lovejoy, T.E. & Nobre, C. (2018). Amazon tipping point. *Science Advances* 4: eaat2340. doi.org/10.1126/sciadv.aat2949.

Lowe-McConnell, R.H. (1964). The fishes of the Rupununi Savana district of British Guiana, South America. Part 1. Ecological groupings of fish species and effects of the seasonal cycle on the fish. *Journal of the Linnean Society (Zool.)* 45: 103-144.

Mansur, M.C.D. & Valer, R.M. (1992). Moluscos bivalves do rio Uraricoera e rio Branco, Roraima, Brasil. *Amazoniana XII*: 85-100.

Marengo, J.A. & Souza-Junior, C. (2018). Climate Change: impacts and scenarios for the Amazon. In: Alana, APIB, Articulação dos Povos Indígenas do Brasil, Article 19, Conectas Direitos Humanos, Engajamundo, Greenpeace, Social and Environmental Institute of Energy and Environment, Environmental Science Graduation Degree Program University of São Paulo, São Paulo. p. 33.

Martins, D.V. (1976). Contribuição à ficologia da Amazônia. I. Ocorrência de Trachelomonas playfairi Defl. em sedimentos do Território Federal de Roraima, Brasil. *Acta Amazonica* 6: 271-272.

Matthiensen, A., Chagas, E.A., Duarte, O.R., Kaminski, P.E. & Albuquerque, T.C.S. (2009). Compatibilização de demandas para o uso da água no estado de Roraima: Piscicultura. In: Embrapa Roraima (Documentos 24), Boa Vista, Roraima. p. 24.

Melack, J.M. & Hess, L.L. (2010). Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds). Amazon floodplain forests: Eco-physiology, biodiversity and sustainable management. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York. p. 43-59.

Meneses, M.E.N.S., Costa, M.L. & Behling, H. (2013). Late Holocene vegetation and fire dynamics from a savanna-forest ecotone in Roraima state, northern Brazilian Amazon. *Journal of South American Earth Sciences* 42: 17-26. doi.org/10.1016/j.jsames.2012.10.007.

Meneses, M.E.N.S., Costa, M.L. & Costa, J.A.V. (2007). Os lagos do lavrado de Boa Vista - Roraima: fisiografia, físico-química das águas, mineralogia e química dos sedimentos. *Revista Brasileira de Geociências* 37: 478-489.

Menezes, F.B. & Wankler, F.L. (2020). Sistemas deposicionais fluviais: análise estratigráfica das unidades sedimentares da Formação Boa Vista, nordeste da bacia do Tacutu, RR. *Revista Geográfica Acadêmica* 14: 69-93.

- Milliken, W. & Ratter, J.A. (1998). The vegetation of the Ilha de Maracá. In: Milliken, W. & Ratter, J.A. (eds). Maracá: the biodiversity and environment of an Amazonian rainforest. Wiley, Chichester, UK. p. 71-112.
- Miranda, I.S. & Absy, M.L. (2000). Fisionomia das savanas de Roraima, Brasil. *Acta Amazonica* 30: 423-440.
- Miranda, I.S., Absy, M.L. & Rebêlo, G.H. (2002). Community structure of woody plants of Roraima savannahs, Brazil. *Plant Ecology* 164: 109-123.
- MMA. (2020). Áreas Úmidas - Convenção de Ramsar. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zonas-umidas-convencao-de-ramsar.html>. Acesso em 19 de Janeiro de 2023.
- Morais, R.P. & Carvalho, T.M. (2015). Aspectos dinâmicos da paisagem do Lavrado, nordeste de Roraima. *Geociências (UNESP)* 34: 55-68.
- Mourão Júnior, M., Corleta, A. & Barbosa, R.I. (2010). Padrões de auto-regeneração de espécies arbóreas dominantes em áreas de savana aberta de Roraima. In: Barbosa, R.I. & Melo, V.F. (eds). Roraima: Homem, Ambiente e Ecologia. FEMACT/INPA/UFRR, Boa Vista, Roraima. p. 301-326.
- Myers, J.G. (1936). Savannah and forest vegetation of the interior Guiana Plateau. *Journal of Ecology* 24: 162-184.
- Naka, L.N., Laranjeiras, T.O., Rodrigues Lima, G., Plaskievicz, A., Pinto, F. & Gonçalves-Souza, T. (2020). Climate as a major driver of avian diversity in riparian Amazonian habitats along an environmental gradient. *Journal of Biogeography* 47: 2328-2340. doi.org/10.1111/jbi.13957.
- Naka, L.N., Laranjeiras, T.O., Rodrigues Lima, G., Plaskievicz, A.C., Mariz, D., Da Costa, B.M., De Menezes, H.S.G., Torres, M.D.F. & Cohn-Haft, M. (2019). The Avifauna of the Rio Branco, an Amazonian evolutionary and ecological hotspot in peril. *Bird Conservation International* 30: 21-39. doi.org/10.1017/s0959270919000133.
- Nascimento, M.T., Barbosa, R.I., Villela, D.M. & Proctor, J. (2007). Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. *Plant Ecology* 192: 181-191. doi.org/10.1007/s11258-007-9303-z.
- Nascimento, M.T., Proctor, J. & Villela, D.M. (1997). Forest structure, floristic composition and soils of an Amazonian monodominant forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 54: 1-38. doi.org/10.1017/S096042860000384X.
- Neves, M.A. & Pacobahyba, L.D. (2015). Macrófitas aquáticas em lago da savana de Roraima. Amazon, Boa Vista - Roraima.
- Nogueira, F. & Junk, W.J. (2000). Mercury from Goldmining in Amazon Wetlands: contamination sites, intoxication levels and dispersion pathways. In: Junk, W.J., Ohly, J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds). The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management. Backhuys Publishers, Leiden. p. 477-503.
- Oliveira, J. & Carvalho, T.M. (2014). Vulnerabilidade aos impactos ambientais da bacia hidrográfica do rio Caumé em decorrência da expansão urbana e uso para lazer em suas praias. *Revista Geográfica Acadêmica* 8: 61-80.
- Paiva, R.M.S., Feitoza, L.A.M., Granja, F. & Pacobahyba, L.D. (2017). Macrophytes of the PPBio Roraima. In: PPBio (ed.). Field Museum, Boa Vista - Roraima.
- Paredes-Trejo, F., Barbosa, H., Giovannettone, J., Kumar, T.V.L., Thakur, M.K. & Buriti, C.O. (2022). Drought variability and land degradation in the Amazon River basin. *Frontiers in Earth Science* 10: 939980. doi.org/10.3389/feart.2022.939980.
- Pereira, L.C.C. (2018). Diversidade taxonômica das florestas alagadas do Rio Branco, Roraima. In: PRONAT. UFRR, Boa Vista, RR.
- Pinto, F., Barbosa, R.I., Keizer, E.H., Campos, C., Lamberts, A., Briglia-Ferreira, S.R., Souza, B.C., Azevedo, R.B., Borges, O.B., Brasil, S.B.M., Cardoso, G.C. & Macedo, L. (2014). Análise multicritério para a seleção de uma área de conservação na maior savana da Amazônia. *Acta Geográfica* 8: 50-70.
- Pinto, F., Keizer, E., Barbosa, R.I., Campos, C., Ferreira, S.R.B., Diehl, L., Surita, L., Quitiaquez, J., Bocorny, R. & Carranza, T. (2008). Critérios e indicadores para a criação de uma unidade de conservação nas savanas de Roraima. *Boletim do ARPA (Áreas Protegidas da Amazônia)* 2.

- Reis, N.J., Faria, M.D. & Maia, M.A.M. (2001). O quadro Cenozoico da porção norte-oriental do Estado de Roraima. *Contribuição à Geologia da Amazônia* 3: 259-272.
- Reiss, F. (1973). Zur hydrographie und makrobenthosfauna tropischer lagunen in den savannen des Território de Roraima, Nordbrasilien. *Amazoniana* IV: 367-378.
- Righi, G. (1982). Adições ao gênero *Glossodrilus* (Oligocheta, Glossoscolecidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 1: 55-64.
- Rivière, P. (1972). *The forgotten frontier: ranchers of Northern Brazil*. Holt, Rinehart and Winston Inc., New York.
- Sander, C., Carvalho, T.M. & Gasparetto, N. (2013). Breve síntese da dinâmica fluvial do Rio Branco, nas adjacências da cidade de Boa Vista, Roraima. *Revista Geográfica Acadêmica* 7: 60-69.
- Santana, L., Benetti, C.J., Clarkson, B. & Pes, A.M. (2019). On the genus *Berosus* Leach (Coleoptera: Hydrophilidae) in the State of Roraima, Brazil: description of three new species and new records. *Zootaxa* 4700: 445-463.
- Santos, M.P.D. & Silva, J.M. (2007). As aves das savanas de Roraima. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 189-207.
- Santos, N.M.C., Vale Júnior, J.F. & Barbosa, R.I. (2013). Florística e estrutura arbórea de ilhas de mata em áreas de savana do norte da Amazônia brasileira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi (Ciências Naturais)* 8: 205-221.
- Santos, U.M., Bringel, S.R.B., Ribeiro, M.N.G. & Silva, M.N.P. (1985). Rios da bacia Amazônica. II. Os afluentes do rio Branco. *Acta Amazonica* 15: 147-156. doi.org/10.1590/1809-43921985152156.
- Schneider, P.R., Silva, J.A., Andrae, F.H. & Cozer, E.L. (1982). Estrutura e produção das florestas naturais ao longo do rio Branco no Território Federal de Roraima. *Ciência e Natura* 4: 115-127.
- Schomburgk, R. (1889). Richard Schomburgk's account of Roraima (Reisen in British Guiana). *Timehri* 8: 297-315.
- Schomburgk, R.H. (1840). Journey from Fort San Joaquim, on the Rio Branco, to Roraima, and Thence by the Rivers Parima and Merewari to Esmeralda, on the Orinoco, in 1838-9. *Journal of the Royal Geographical Society of London* 10: 191-207(+209-247).
- Silva, D.A., Sander, C., Araújo Júnior, A.C.R. & Wankler, F.L. (2015). Análise dos ciclos de precipitação na região de Boa Vista - RR nos anos de 1910 a 2014. *Revista Geográfica Acadêmica* 9: 34. doi.org/10.18227/1678-7226rga.v9i2.3145.
- Silva, W.R., Pequeno, P.A.C.L., Farias, H.L.S., Melo, V.F., Villacorta, C.D.A., Carvalho, L.C.S., Perdiz, R.O., Citó, A.C. & Barbosa, R.I. (2021). Environmental filters and biotic interactions drive species richness and composition in ecotone forests of the northern Brazilian Amazonia. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi (Ciências Naturais)* 16: 229-244. doi.org/10.46357/bcnaturais.v16i2.434.
- Silva, W.R., Villacorta, C.D.A., Carvalho, L.C.S., Farias, H.L.S., Perdiz, R.O. & Barbosa, R.I. (2019). Tree species composition in ecotone forests on Maracá Island, Roraima, northern Brazilian Amazonia: preliminary data. In: GBIF (ed.). *Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira - SiBBR (Occurrence dataset)*.
- Simões Filho, F., Turcq, B., Carneiro Filho, A. & Souza, A.G. (1997). Registros sedimentares de lagos e brejos dos campos de Roraima: Implicações paleoambientais ao longo do Holoceno. In: Barbosa, R.I., Ferreira, E.J.G. & Castellon, E.G. (eds). *Homem, Ambiente e Ecologia no estado de Roraima*. INPA, Manaus - Amazonas. p. 295-302.
- Sinev, A.Y. & Hollwedel, W. (2002). *Alona brandorffi* sp. n. (Crustacea: Anomopoda: Chydoridae) – a new species from Brazil, related to *A. verrucosa* Sars, 1901. *Hydrobiologia* 472: 131-140.
- Souza, L.S., Armbruster, J.W. & Willink, P.W. (2020). Connectivity of Neotropical river basins in the Central Guiana Shield based on fish distributions. *Frontiers in Forests and Global Change* 3. doi.org/10.3389/ffgc.2020.00008.
- Thatcher, V.E. (1988). *Asotana magnifica* n. sp. (Isopoda, Cymothoidae) an unusual parasite (commensal?) of the bucal cavities of piranhas (*Serrasalmus* sp.) from Roraima, Brazil. *Amazoniana* X: 239-248.
- Vanzolini, P.E. & Carvalho, C.M. (1991). Two sibling and sympatric species of *Gymnophthalmus* in Roraima, Brasil (Sauria: Teiidae). *Papéis Avulsos de Zoologia (USP - Museu de Zoologia)* 37: 173-226.
- Vari, R.P. & Ferraris-Jr., C.J. (2009). Checklist of the freshwater fishes of the Guiana Shield. *Bulletin of the Biological Society of Washington* 17: 9-18.

Vasconcellos, A.C.S., Ferreira, S.R.B., Sousa, C.C., Oliveira, M.W., Oliveira Lima, M. & Basta, P.C. (2022). Health risk assessment attributed to consumption of fish contaminated with mercury in the Rio Branco Basin, Roraima, Amazon, Brazil. *Toxics* 10. doi.org/10.3390/toxics10090516.

Vaz, P.T., Wanderley-Filho, J.R. & Bueno, G.V. (2007). Bacia do Tacutu. *Boletim de Geociências da Petrobras* 15: 289-297.

Volkmer-Ribeiro, C. (1992). The freshwater sponges in some peat-bog ponds in Brazil. *Amazoniana* XII: 317-335.

Wantzen, K.M. (2006). Physical pollution: effects of gully erosion in a tropical clear-water stream. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 733-749. doi.org/10.1002/aqc.813.

Wantzen, K.M., Siqueira, A., Cunha, C.N. & Sá, M.F.P. (2006). Stream-valley systems of the Brazilian Cerrado: impact assessment and conservation scheme. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 713-732. doi.org/10.1002/aqc.807.

CAPÍTULO 12

BURITIZAIS AMAZÔNICOS

John E. Householder¹, Wolfgang J. Junk², Maria T.F. Piedade³ e Florian Wittmann^{1,3}

¹ Ecologia de Áreas Úmidas, Instituto de Geografia e Geoecologia, Instituto de Tecnologia de Karlsruhe – Alemanha.

² Instituto Nacional de Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá – Brasil.

³ Ecologia, Monitoramento, e Uso Sustentável de Áreas Úmidas (MAUA), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus – Brasil.

RESUMO

Os buritizais amazônicos são indicados pela monodominância da espécie de palmeira *Mauritia flexuosa* L.f. (*buriti*) e são pântanos com inundação permanente ou quase permanente sujeitos a um pulso de inundação de pequena amplitude. Por se formarem em cima de substratos relativamente impermeáveis, o regime hidrológico nos buritizais encontra-se muitas vezes desacoplado das estações climáticas e do pulso sazonal de inundação dos grandes rios amazônicos. Os buritizais podem se formar em distintas configurações climáticas, geológicas, geomorfológicas e hidroedáficas e apresentar uma alta variação de espécies da flora e da fauna. Enquanto o mapeamento de áreas cobertas por *M. flexuosa* ainda apresenta grandes lacunas, estimamos a sua cobertura na Bacia Amazônica em aproximadamente seis milhões de hectares, dos quais a maior parte se encontra agregada em somente sete regiões amazônicas. Por causa da alagação permanente, os buritizais acumulam matéria orgânica e eventualmente formam turfeiras de vários metros de espessura, principalmente no leste da Bacia Amazônica. Com isso, os buritizais estocam uma quantidade mundialmente significativa de carbono. Eles também são um ecossistema importante para muitas espécies de vertebrados que consomem os frutos de *M. flexuosa* ou usam os buritizais como habitat e para construir ninhos. Humanos frequentemente usam os buritizais para a extração de frutos, fibras, e material de construção, ou para a pesca e a caça de animais silvestres. Enquanto muitos buritizais ainda podem ser considerados relativamente prístinos em função da sua remota localização, as ameaças pelo desmatamento, fogo, escavações e poluição pelo garimpo, fragmentação pelo uso não sustentável, e mudanças hidrológicas aumentam continuamente. Ante a soma dos serviços ecossistêmicos que os buritizais oferecem, eles ainda carecem de atenção e estratégias de conservação na maioria dos países amazônicos.

Palavras-chave: beta-diversidade, carbono, mudanças hidrológicas, pneumatóforos, turfa.

ABSTRACT

Amazonian Palm Swamps: Buritizais – Amazonian swamps dominated by the palm species *Mauritia flexuosa* L.f. are subject to permanent inundations with relatively small water-level variation. They establish upon impermeable substrates and thus water levels are less strongly coupled to the seasonal precipitation regimes of Amazonian climates and to the regular flood pulses of major Amazonian rivers. *Mauritia*-swamps establish under different climatic, geological, geomorphological, and hydro-edaphic settings and may present large variation in the composition of their flora and fauna. The extension and distribution of *Mauritia*-swamps in the Amazon basin is still uncertain, but we present preliminary results

of their geography. In total, they cover an area of approximately 6 million of hectares, most of which is concentrated into seven distinct regions of Amazonia. Due to the permanent inundations, *Mauritia*-swamps accumulate organic material and can form peat deposits several meters thick, particularly in the western part of the basin. Therefore, *Mauritia*-swamps store globally significant carbon stocks. In addition, *Mauritia*-swamps are important ecosystems for a variety of vertebrate species that consume *Mauritia* fruits and/or use the swamps as habitat and for nesting. Humans also use *Mauritia*-swamps to extract fruits, fibers and construction material, as well as for fishing and hunting purposes. Although many *Mauritia*-swamps are still relatively pristine because of their remote location, threats through deforestation, fire, excavation and pollution by gold mining, fragmentation, unsustainable resource use, as well as through modifications of hydrological regimes are continuously increasing. Relative to the elevated sum of ecosystem services that *Mauritia*-swamps provide, they still receive little attention and specific conservation strategies in most Amazonian countries have yet to be established.

Keyword: beta-diversity, carbon, hydrological changes, pneumatophores, peat.

INTRODUÇÃO

Na Bacia Amazônica e no Escudo das Guianas, áreas sujeitas à inundação permanente frequentemente se encontram dominadas pela espécie de palmeira arborescente *Mauritia flexuosa* L.f. (Arecaceae) (buriti) (von Humbolt & Bonpland, 1853; Wallace, 1853; Bates, 1863; Spruce, 1871; Ducke & Black, 1953; Pires & Prance, 1985; Junk *et al.*, 2011). Com a reputação de ser a mais aquática de todas as espécies de palmeiras (Kahn 1988), *M. flexuosa* se estabelece, cresce e se reproduz sob condições que são desfavoráveis, ou até letais para a maioria das milhares de espécies arbóreas das florestas amazônicas. Por causa da escassez de espécies arbóreas que toleram inundação permanente, *M. flexuosa* muitas vezes desenvolve monodominância nesses ambientes, alcançando percentuais entre 50 e 100% das copas no alto dossel (Kahn & Granville, 1992; ter Steege *et al.*, 2019). Os buritizais amazônicos variam de pequenas formações de alguns hectares de tamanho até áreas cobrindo inteiras áreas de captação com tamanho de milhares de quilômetros quadrados (Householder *et al.*, 2012, Lähdeenoja *et al.*, 2009). Os nomes locais dos pântanos dominados por *M. flexuosa* variam entre países e culturas, como *aguajal*, no Peru, *morichal*, na Venezuela, *achual*, no Ecuador, e *cananguchal*, na Colômbia (Kahn & Granville 1992). Em todos os casos, os nomes derivam do nome vernacular de *M. flexuosa* (*agauje*, *moriche*, *acho*, *canangucho*).

Pólen fósseis sugerem a presença de buritizais na paisagem amazônica no mínimo desde o Paleoceno (Rull, 1998). Os buritizais ocorrem em vales de rio, pequenos riachos, regiões costeiras, depressões interfluviais, ou terraços fluviais inativos. Geralmente, buritizais podem ser encontrados em todos os ecossistemas amazônicos, incluindo a terra firme, as campinas e as campinaranas, ou áreas periodicamente alagadas por rios de água preta, clara ou branca. Explorando os rios de água preta, Spruce (1871, p. 78) reportou que “...na cabeceira de cada um dos ‘canos’ ou riachos (igarapés) que desembocam no

alto Rio Negro e Rio Orinoco, ocorrem pântanos dominados por *Mauritia flexuosa*...". Viajando ao longo dos rios de água branca, outros exploradores, como Bates, Ducke, Prance e Kahn notaram os extensos buritizais na região do estuário amazônico e nas áreas tidais influenciadas pela maré, com extensão de centenas de quilômetros quadrados (Bates, 1853; Ducke & Black, 1953; Pires & Prance, 1985; Kahn & Granville, 1992). Buritizais também ocorrem na transição do bioma amazônico com as savanas adjacentes, como o Cerrado, a Caatinga, o Chaco e os Llanos do Orinoco, onde formam florestas de galeria sinuosas ao longo de rios e riachos, conhecidos como *veredas* no Brasil (Rizzini, 1997; Moreira, 2017). Assim, os buritizais ocorrem em distintos biomas, zonas climáticas, formações geológicas, e configurações geomorfológicas e hidrológicas, podendo ser influenciados por uma grande variação de fatores abióticos e pressões ambientais. Ao mesmo tempo, a composição de espécies de plantas nos buritizais varia imensamente, dependendo dos regimes climáticos, edáficos e hidrológicos. Até mesmo dentro de cada buritizal, a estrutura e composição de espécies vegetais são espacialmente complexas, muitas vezes com transições abruptas de florestas fechadas a pântanos abertos, onde predominam arbustos e/ou plantas herbáceas e macrofíticas (Pitman *et al.*, 2014; Householder *et al.*, 2012, 2017). Buritizais amazônicos atraem várias espécies de animais para as quais oferecem abrigo e alimento, o que faz com que os buritizais tenham um importante papel de oferecer serviços ecossistêmicos acima do esperado quando se considera a sua cobertura espacial (Van der Hoek *et al.*, 2019). Humanos também usam os buritizais amazônicos para colher os cachos de frutos de *M. flexuosa* para alimento, uma vez que são ricos em óleo e nutrientes, ou suas folhas e troncos para fibras e material de construção. Além disso, os buritizais são ambientes preferenciais para a pesca de algumas espécies de peixes ornamentais, assim como para a caça de vertebrados silvestres (Kahn, 1991; Gilmore *et al.*, 2013).

Muitos buritizais amazônicos são considerados relativamente pouco afetados por ações antrópicas, particularmente por causa da sua remota localização (Lähteenoja & Page 2011). Porém, não existe monitoramento ambiental, e um número crescente de ameaças está emergindo, incluindo drenagem, desmatamento, fogo, poluição, garimpo de ouro, extração de petróleo, e o uso não sustentável dos recursos naturais. Em função do fato de que os buritizais dependem da inundação e/ou dos elevados lençóis freáticos, muitos também se encontram ameaçados pelo aumento da frequência e da magnitude de secas hidrológicas causadas pelas mudanças climáticas globais.

1. DESCRIÇÃO DO ECOSSISTEMA

Hidrologia: A ocorrência de *M. flexuosa* em solos hidromórficos gerou nas populações amazônicas o mito de que, independentemente do local onde é plantada, a espécie causa o surgimento espontâneo de água (Spruce, 1871). Entretanto, informação detalhada sobre as condições hidrológicas e a sua variação durante as estações climáticas ainda é escassa.

Tipicamente, o lençol freático permanece acima da superfície durante o ano inteiro, com altura de inundação de algumas dezenas de centímetros, mas onde a inundação máxima, que geralmente acontece durante poucos dias ou semanas durante o ano, não ultrapassa 2 m de altura (Wittmann & Junk, 2016, Flores Llampazo *et al.*, 2022). Em lugares com amplitude de inundação que ultrapassa 2 m, *M. flexuosa* é rapidamente substituída por espécies arbóreas das áreas alagáveis, ou outras espécies de palmeiras adaptadas a pulsos de inundação maiores, como *Mauritella* spp. e *Astrocaryum jauari* (principalmente em áreas de igapó de água clara ou preta com pulso de inundação maior do que 4 m de amplitude) e/ou *Leopoldinia pulchra* (nas áreas de igapó do médio e alto Rio Negro).

Dependendo do clima e dos fatores geoedáficos locais, as fontes de água dos buritizais amazônicos podem ser variadas, incluindo a precipitação, o lençol freático local, ou águas de superfície de rios e igarapés adjacentes (Figura 1, Figura 2). Devido à sazonalidade da precipitação em grandes partes da Bacia Amazônica, a água proveniente da chuva não causa inundação permanente, a não ser que haja má drenagem localmente para impedir uma fase terrestre durante as estações secas. Ao mesmo tempo, os pulsos de inundação dos grandes rios amazônicos são sazonais demais para garantir inundação permanente. Portanto, os buritizais ocorrem tipicamente em depressões topográficas com camadas de solo relativamente impermeáveis que limitam a drenagem (Householder *et al.*, 2012). Por esse motivo, a inundação encontra-se relativamente desacoplada dos regimes de precipitação e/ou pulsos de inundação pelas águas de rio.



Figura 1. Buritizais amazônicos em diferentes regiões e configurações ambientais A) Cabeceiras do Rio Xixuaú, um tributário de água preta do Rio Negro. B) Um buritizal com formação de turfa no Rio Jarí, Amazônia oriental. C) Uma ilha fluvial do Rio Solimões perto da cidade de Coari, Amazônia central, coberta por *Mauritia flexuosa*. D) Buritizal em floresta ripária na savana de Roraima, no norte da Amazônia. E) Uma pequena área dominada por *Mauritia flexuosa* no Parque Nacional de Viruá, Roraima, no norte da Amazônia. F) Buritizal extenso próximo ao Rio Guaporé, sudoeste da Amazônia brasileira.

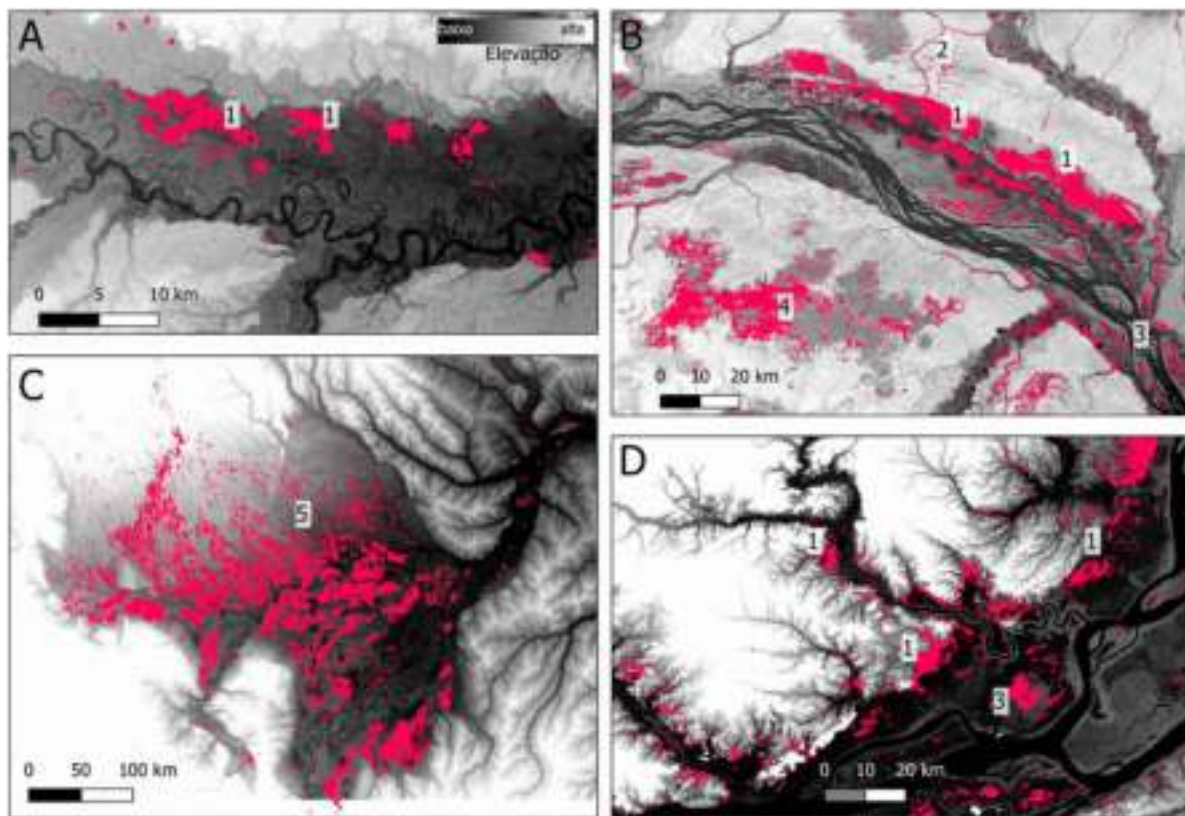


Figura 2. Buritizais amazônicos (em vermelho) podem ocorrer em diferentes situações hidrogeomorfológicas: A) Rio Madre de Dios, Amazônia peruana, B) Rio Negro, Amazônia central, C) Pastaza-Marañon (Amazônia peruana), D) baixo Rio Amazonas. 1) Muitos buritizais estão localizados na transição entre áreas de terra firme e terraços fluviais, onde a má drenagem dos solos aluviais causa inundação permanente e/ou quase-permanente (veja A, B & D). Nesta transição, a hidrologia é controlada principalmente pelo escoamento de águas provenientes de terrenos mais elevados, enquanto inundações pelo rio principal somente acontecem em anos com cheias extremas. 2) Canais de riachos de baixa ordem, com águas negras ou claras, muitas vezes sustentam buritizais sinuosos nas áreas ripárias (veja B). 3) Muitas ilhas fluviais apresentam buritizais, principalmente ao longo do baixo Rio Amazonas (veja D). Estes são inundados diariamente por causa da influência da maré na zona tidal do estuário. 4) Buritizais se formam em depressões interfluviais, particularmente na margem direita do alto e médio Rio Negro (veja C). Estas depressões fazem parte de paleo-deltas formados por rios com elevada descarga sedimentar que localmente acumularam sedimentos relativamente impermeáveis, formando assim áreas sujeitas à inundação permanente. 5) Buritizais ocupam áreas extensas na bacia dos rios Pastaza-Marañon (Amazônia peruana, uma área em subsidência tectônica (veja C).

Substratos: Os substratos dos buritizais amazônicos são variados e abrangem desde areia grossa até argila (Figura 3). A inundação permanente ou quase permanente causa condições anaeróbicas no substrato e reduz a decomposição da liteira, galhos, troncos, e outros tipos de matéria orgânica. Em muitos buritizais, a matéria orgânica se acumula e forma turfeiras - definidas como solo que contém > 30% de matéria orgânica e tem espessura de, no mínimo, 30 cm. A formação de turfeiras geralmente se limita a locais onde a água superficial se encontra relativamente parada – em locais com correnteza elevada, a matéria orgânica é transportada e/ou dissolvida pela água e assim não se acumula no local. Enquanto alguns buritizais não apresentam turfeiras, a maioria das turfeiras amazônicas é formada em buritizais.

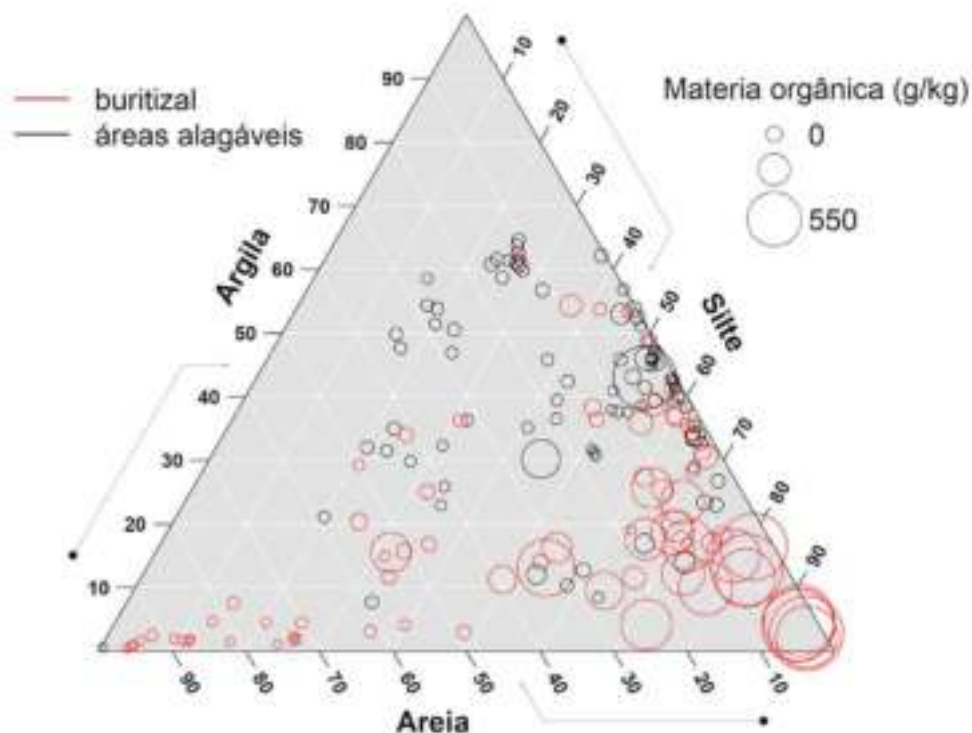


Figura 3. Textura de solo (<30 cm de profundidade) e conteúdo de matéria orgânica em solos de buritizais amazônicos (vermelho) e de áreas alagáveis (azul) adjacentes, na Amazônia central e oriental (Brasil).

Turfeiras com espessura de vários metros têm sido documentadas em alguns buritizais amazônicos, particularmente na parte ocidental da bacia (Lähteenoja *et al.*, 2009; Householder *et al.*, 2012). As turfeiras representam estoques de carbono atmosférico de longa duração, com um efeito de esfriamento atmosférico líquido global durante milhares de anos (Wang *et al.*, 2018). A área e a espessura de turfeiras em buritizais amazônicos ainda são pouco conhecidas, e dados sobre a extensão dos buritizais e a sua capacidade de formar turfeiras são especialmente escassos na Amazônia brasileira. Na Amazônia peruana foram mapeados 62,714 km² de buritizais formando turfeiras, o que representa uma área de apenas 5% do país. Entretanto, o estoque total de carbono nessa área foi estimado em 5.4 PgC, montante igual ao estoque de carbono armazenado na biomassa acima do solo do país inteiro (Hastie *et al.*, 2022). Quando se consideram os estoques de carbono armazenados na biomassa acima e abaixo do solo em vários tipos de floresta amazônica, os buritizais podem ser considerados o habitat mais denso em carbono (carbono por área) da Amazônia (Draper *et al.*, 2014). Portanto, qualquer distúrbio causado pelo homem significa que os buritizais amazônicos têm o potencial de se tornarem fontes de carbono para a atmosfera, numa magnitude globalmente significativa (Wang *et al.*, 2018; Hastie *et al.*, 2022). Entre outros motivos, esse é um forte argumento a reforçar que é imprescindível gerar mais conhecimento sobre os buritizais amazônicos, e tomar as medidas necessárias tanto para a sua conservação quanto ante as discussões sobre medidas para reduzir o efeito das mudanças climáticas globais.

2. VEGETAÇÃO

Monodominância de *M. flexuosa*: Em pântanos amazônicos permanentemente inundados, *M. flexuosa* usualmente alcança densidades entre 200 e 500 indivíduos por hectare e assim incorpora a maior parte da área basal no local (Gonzales, 1971; Khan & Granville, 1992; Kahn, 1988; ter Steege *et al.*, 2019). Tal monodominância - definida como uma espécie que abrange $\geq 50\%$ de todos os indivíduos com diâmetro na altura do peito (DAP) ≥ 10 cm de uma comunidade - é rara na Amazônia, onde as florestas caracteristicamente são compostas por múltiplas espécies arbóreas adultas de baixa abundância. Pitman *et al.* (2014) e ter Steege *et al.* (2019) listam 36 espécies arbóreas (0,5% da flora arbórea amazônica) que potencialmente desenvolvem monodominância localmente. *M. flexuosa*, por sua vez, se destaca dessas espécies por desenvolver monodominância em muitos buritizais amazônicos, compreendendo uma área de milhares de quilômetros quadrados.

A capacidade de desenvolver monodominância de *M. flexuosa* é tipicamente atribuída às suas adaptações ao alagamento permanente. Muitas espécies arbóreas das áreas sazonalmente alagáveis amazônicas se adaptaram a inundações que podem durar até 300 dias ano⁻¹ (Junk, 1989; Wittmann *et al.*, 2004), mas essas espécies necessitam, no mínimo, uma curta fase terrestre durante o ano para o crescimento e reprodução. Uma das razões pela qual a espécie consegue tolerar a inundação permanente é o seu sistema radicular extenso, com raízes que podem se estender horizontalmente por dezenas de metros (Kahn & Granville, 1992). Nas raízes finas, pneumatóforos de até 15 cm de comprimento se desenvolvem como camadas densas de raízes superficiais em topografias sujeitas à inundação rasa, permitindo a oxigenação dos indivíduos em locais com inundação permanente e mais profunda (Figura 4). Assim, *M. flexuosa* mantém o seu crescimento e a sua produtividade mais alta do que muitas outras espécies de palmeiras (Kahn & Granville, 1992). Porém, mais estudos sobre possíveis adaptações morfoanatômicas, fisiológicas e bioquímicas dessa espécie são necessários para entender como ela consegue desenvolver monodominância em um ambiente altamente estressante para a maioria das espécies arbóreas amazônicas.



Figura 4. Em um buritizal entre a confluência dos rios Cuyuni e Negro na Amazônia norte-central, raízes pneumatóforas de *Mauritia flexuosa* alcançam até 15 cm de comprimento formando “tapetes” na transição entre áreas com alagação permanente e áreas sazonalmente inundáveis e/ou terrestres, às vezes distantes dezenas de metros dos troncos e demais partes aéreas dos indivíduos.

A concentração de uma única espécie no lugar normalmente faz com que os indivíduos se encontrem extremamente vulneráveis a doenças, parasitas e predadores que regulam a densidade da população de uma espécie (Janzen, 1970). Entretanto, *M. flexuosa* deve possuir algum tipo de resistência a fatores bióticos que causam danos e, consequentemente, a sua mortalidade. A capacidade das sementes de germinar mesmo quando submersas provavelmente permite o escape da predação em micro-sítios úmidos durante as primeiras fases de estabelecimento. Insetos terrestres são os herbívoros mais importantes nessa fase, e a inibição de alcançar sementes submersas gera estabelecimento em massa diretamente abaixo da árvore-mãe (Johannsson, 2009; Galeano *et al.*, 2015; Novais *et al.*, 2018). A capacidade de *M. flexuosa* de regenerar abaixo da árvore-mãe significa que a espécie permanece localmente dominante durante longos períodos de tempo, nos quais as condições permanecem favoráveis. Assim, pólenes fósseis sugerem que populações de *M. flexuosa* podem permanecer dominantes durante épocas que abrangem milhares de anos (Behling & de Costa, 2001).

É provável que o caráter ilhado de muitos buritizais amazônicos influencie fortemente processos demográficos e de imigração, fatores que devem afetar a hibridização e a diversidade genética, que normalmente afetam populações isoladas e fragmentadas. Entretanto, dados de microsatélite sugerem que *M. flexuosa* se mostra bastante

resiliente geneticamente (Gomes *et al.*, 2011; Melo *et al.*, 2018). Mesmo que as populações de *M. flexuosa* mostrem altos índices de hibridização, não houve depressão de hibridização associada à perda de heterozigotos, e o fluxo gênico ocasional entre as metapopulações se mostrou suficientemente alto para manter a diversidade genética elevada (Montufar *et al.*, 2021).

Vegetação associada: A uniformidade do alto dossel com poucas espécies arbóreas e a monodominante *M. flexuosa* são contrastadas com uma alta variação de espécies nos estratos inferiores nos buritizais amazônicos (Ancaya, 2002; Householder, 2015). Em um estudo de 19 buritizais na Amazônia brasileira, a maioria das espécies de plantas (62%) ocorreu em um único buritizal, somente 2% ocorreram em um terço dos levantamentos, e somente três espécies ocorreram em mais da metade dos buritizais inventariados (Householder *et al.*, 2017). Padrões similares foram reportados para a Amazônia ocidental, onde somente duas espécies de plantas de um total de 243 espécies levantadas ocorreram em cinco buritizais inventariados (Pitman *et al.*, 2014). Mesmo dentro dos buritizais amazônicos, as comunidades de plantas frequentemente ocorrem limitadas a certos habitats que abruptamente mudam de formação, de florestas com dossel fechado para formações abertas dominadas por plantas herbáceas. Mesmo que a interação entre plantas e fatores ambientais ainda tenha sido adequadamente explorada, a complexidade espacial parece estar ligada a um forte gradiente hidroedáfico (Lähteenoja and Page, 2011; Householder *et al.*, 2012; Draper *et al.*, 2014).

3. FAUNA

Os buritizais amazônicos têm um importante papel ecológico como habitat e fonte de alimento para muitas espécies de vertebrados, incluindo aves, mamíferos, répteis e peixes. Em uma revisão dos buritizais amazônicos para recursos alimentícios, além de servirem como habitat e lugares para construir ninhos, Van der Hoek *et al.* (2019) listam 944 espécies de vertebrados que utilizam *M. flexuosa* diretamente como alimento e/ou como habitat. No mínimo 53 espécies de vertebrados consomem os frutos, flores, ou sementes de *M. flexuosa*, e algumas dessas espécies dispersam as suas sementes, incluindo espécies amazônicas emblemáticas, como a anta (*Tapirus terrestris*), os pecaris (*Tayassu pecari* e *Dicotyles tajacu*), a arara azul e amarela (*Ara arauna*), a arara vermelha (*Orthopsittaca manilata*), assim como o aguti (*Dasyprocta foliginosa*), a paca (*Cuniculus paca*) e o macaco-aranha (*Ateles belzebuth*) (Brightsmith & Bravo, 2005; Tobler *et al.*, 2009; Van der Hoek *et al.*, 2019). Na transição com o Cerrado e o Chaco, o lobo guará (*Chrysocyon brachyurus*) também se alimenta dos frutos de *M. flexuosa*. O jabuti-tinga (*Chelonoidis denticulate*) e o jabuti-piranga (*Chelonoidis carbonaria*) consomem as flores senescentes de *M. flexuosa*. O pica-pau de crista vermelha (*Campephilus melanoleucos*), o coró-coró (*Mesembrinibis cayennensis*) e o rouxinol do Rio Negro

(*Icterus chryscephalus*), assim como espécies de primatas como os tamarins (*Saguinus* sp.), o macaco capuchinho (*Sapajus* and *Cebus* sp.) e o macaco de cheiro (*Saimiri* sp.) consomem insetos associados a troncos e a frutos de *M. flexuosa* (Van der Hoek *et al.*, 2019). Variadas espécies de Hemiptera, Lepidoptera, e muitas outras espécies de invertebrados estão associadas à *M. flexuosa*, algumas destas são importantes fontes de alimentação para muitas espécies de vertebrados (Fraija & Fajardo, 2006; Aquino 2005; Gurgel-Gonçalves *et al.*, 2012; Lasso *et al.*, 2016). A larva do bicho de coco (*Rhyncophorus palmarum*) cava buracos no tronco de *M. flexuosa* (Cerdeira *et al.*, 2001) e é consumida pelos humanos por causa de seu elevado conteúdo proteico. Em soma, no mínimo 451 espécies de aves, 175 espécies de mamíferos, 263 espécies de peixe, e 50 espécies de répteis foram registrados como associados aos buritizais amazônicos (Van der Hoek *et al.*, 2019). Os buritizais formam uma parte importante de um mosaico de habitats amazônicos intensamente utilizados pela fauna, seja porque oferecem recursos escassos em outros habitats, ou porque oferecem esses recursos durante certas épocas do ano (Bodmer, 1990; Fragoso, 1998; Tobler *et al.*, 2009). O elevado número de animais que fazem uso dos buritizais amazônicos direta ou indiretamente sugere que qualquer degradação ou destruição dos buritizais terá múltiplos efeitos negativos nas redes alimentícias, impactando muitas espécies da fauna amazônica.

4. DISTRIBUIÇÃO E COBERTURA

Apesar do seu valor ecológico único e a gama de serviços ecossistêmicos que os buritizais amazônicos oferecem, o conhecimento sobre a sua distribuição e área de cobertura ainda é escasso. Junk *et al.* (2014) sugerem que os buritizais ocorrem numa área de cerca de 10 milhões de hectares na América do Sul tropical, incluindo a Amazônia e as regiões de savanna adjacentes, enquanto ter Steege *et al.* (2013) estimam cerca de três milhões de hectares somente na Amazônia. Entretanto, uma estimativa de Biodamaz (2004) relata que a cobertura de buritizais somente no Peru seja de 5 milhões de hectares. Schulman *et al.* (1999) e Ruokolainen *et al.* (2001) estimaram que 15 milhões de hectares na Amazônia são cobertos por turfeiras, grande parte dessa área estaria sobreposta a áreas cobertas pelos buritizais. Isso mostra ainda um alto grau de incerteza sobre a área total coberta pelos buritizais amazônicos, e mapas baseados em dados quantificáveis ainda são inexistentes.

Para começar a fechar essa lacuna de conhecimento, aqui utilizamos dados de campo coletados em nossos inventários em buritizais amazônicos no Peru, na Bolívia, e no Brasil, assim como pontos georreferenciados publicamente disponíveis (Lähteenoja *et al.*, 2009; Draper *et al.*, 2014) para implementar uma classificação de entropia máxima utilizando o *Google Earth Engine* em uma combinação de imagens Landsat (por Hansen *et al.*, 2013), Synthetic Aperture Radar (Shimada *et al.*, 2014) e imageamento topográfico

(Yamazaki *et al.*, 2019). Baseada nesse mapeamento preliminar, a nossa estimativa de cobertura por buritizais amazônicos soma aproximadamente 6 milhões de hectares. O mapa mostra que os buritizais ocorrem amplamente na Amazônia, com cerca de 40% das células com tamanho de 0,5 grau cada, contendo, no mínimo, 100 ha de buritizais. A sua distribuição, porém, é altamente agregada, com centros de ocorrência em certas regiões, enquanto vastas áreas apresentam ausência de buritizais (Figura 5). Mais de um terço das células possuem menos que 10 ha de buritizais na média, principalmente localizadas na parte oriental da Bacia Amazônica, nas regiões do Escudo das Guianas e Escudo central brasileiro. Notavelmente, 94% dos buritizais amazônicos ocorrem em sete regiões amazônicas somente. A região do Pastaza-Marañon (Peru) sozinha engloba 40% da área total coberta por buritizais, seguida pela região do médio e alto Rio Negro (22%), Guiana costeira (11%), Madre de Dios – Beni – Mamoré (7%), baixo Rio Amazonas (6%), os rios Napo-Putumayo (4%), e as cabeceiras do Rio Xingu (1%). Todas essas regiões têm altos índices de áreas permanentemente inundáveis, mesmo que, entre elas, as condições geomorfológicas e hidrológicas específicas apresentem grande variação. Separado por países, 43% dos buritizais amazônicos ocorrem no Peru, seguido pelo Brasil (34%), Venezuela (6%), Suriname e Bolívia (cerca de 5% cada), e outros países amazônicos (< 1 %).

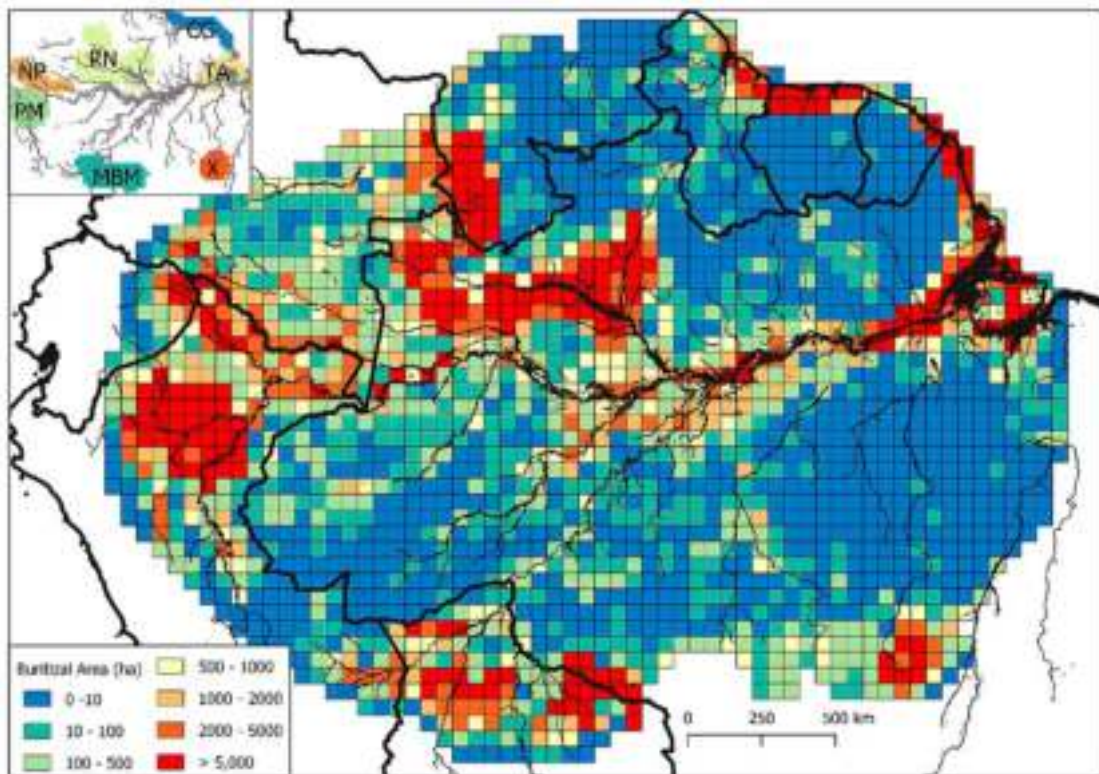


Figura 5. Cobertura dos buritizais em 2,122 células de meio grau na Bacia Amazônica. A concentração maior de buritizais ocorre na bacia do Pastaza-Marañon (Peru) (PM), ao longo dos rios Napo e Putumayo (Peru, Colômbia) (NP), no médio e alto Rio Negro (Brasil) (RN), Guiana costeira (CG), região tidal do baixo Rio Amazonas (Brasil) (TA), na cabeceira do Rio Xingu (Brasil) (X), e Madre de Diós-Beni-Mamoré (Bolívia, Peru, Brasil) (MBM).

5. AMEAÇAS

As ameaças aos buritizais amazônicos são múltiplas, e dependem da configuração socioeconômica e cultural. Drenagem e fogo associado ao desmatamento para a agricultura e bovinocultura estão entre as ameaças mais importantes, especialmente na Amazônia oriental e central (Figura 6). Sampaio *et al.* (2012) reportaram que 70% dos 75 buritizais investigados na parte central-sul da Amazônia foram diretamente impactados pela criação de gado. Queimadas induzidas para o desmatamento e/ou para manter áreas de pastagem abertas frequentemente expandem aos buritizais adjacentes, que têm dossel aberto e comportam um estrato herbáceo denso, e, mesmo caracterizado por lençóis freáticos elevados e/ou inundação, queimam facilmente durante a estação seca. Investigando 21 buritizais amazônicos na parte central e oriental da bacia, sinais de fogo recente foram observados em um total de oito buritizais (Householder, 2015). Na parte central do Brasil, Sampaio *et al.* (2012) reportam que 45% de 75 buritizais investigados são afetados por fogo uma vez a cada 14 anos, enquanto 20% dos buritizais são afetados por fogo a cada 5 anos. Ao mesmo tempo que os troncos de indivíduos adultos de *M. flexuosa* têm certa tolerância ao fogo, com relatos de poderem sobreviver a duas ou mais queimadas repetidas, indivíduos juvenis são mais vulneráveis, assim como a maior parte da vegetação lenhosa associada. Com regimes de fogo frequentes, a vegetação lenhosa, composta por espécies arbóreas e arbustivas, é substituída por uma comunidade herbácea pobre em espécies, enquanto indivíduos adultos de *M. flexuosa*, mais resistentes ao fogo, permanecem como única vegetação arborescente. O fogo e a compactação de solo pelo gado reduzem amplamente a capacidade dos buritizais de sequestrar e estocar estoques de carbono significantes, mas estudos detalhados ainda são escassos.

Na Amazônia peruana, os buritizais suportam um importante mercado de comercialização de frutos de *M. flexuosa*, contribuindo significativamente para a renda familiar (Padoch, 1988). Entretanto, a colheita de frutos é feita tipicamente com a derrubada do tronco, resultando na perda de 12.000 a 114.000 troncos por ano (Horn *et al.*, 2018). A colheita destrutiva de frutos reduz o potencial econômico dos buritizais, induz a fragmentação do habitat, e diminui a sua capacidade de servir como sumidouro de carbono (Bhomia *et al.*, 2019; Hastie *et al.*, 2022). Enquanto métodos alternativos e não destrutivos de colher frutos de *M. flexuosa* são propagados pelo governo e organizações não governamentais, a colheita destrutiva permanece uma prática comum (Hidalgo Pizango *et al.*, 2022).

A mineração, principalmente por ouro, é outra ameaça significativa para muitos buritizais amazônicos, especialmente para aqueles que ocorrem perto dos rios e/ou nos terraços fluviais. Escavações e o uso de jatos de água para lavar o material escavado influenciam o lençol freático localmente, aumentam a turbidez da água e poluem a água com mercúrio. Na bacia do Rio Madre de Dios, na Amazônia peruana, a mineração cada vez mais se estende aos buritizais na margem dos terraços fluviais com a floresta de terra



Figura 6. Buritizais impactados pela pastagem de gado na Amazônia brasileira. A) Área de pastagem embaixo de indivíduos de *M. flexuosa* ao longo da beira do Rio Paru, Amazônia oriental. B) Buritizal na área do baixo Rio Jari, Amazônia oriental. Uma vala drena o solo composto por elevado conteúdo de matéria orgânica, e fogos induzidos pelo homem removeram a riqueza arbustiva e herbácea. C) Buritizal com formação de turfa recentemente queimado na área do Rio Guaporé, sudoeste da Amazônia brasileira.

firme adjacente, provavelmente para escapar da fiscalização mais intensa ao longo dos grandes rios andinos.

Enquanto muitos buritizais já se encontram ameaçados pela atividade humana, a sua formação pode acontecer em poucas décadas, como pode ser observado ao longo da BR-174 Manaus-Boa Vista, construída na década dos anos 70 do século passado. Durante a construção, centenas de riachos e igarapés foram obstruídos pelo dique que comporta a rodovia, e a água represada nesses igarapés levou à inundação permanente e à mortalidade da vegetação dos baixios de terra firme, favorecendo o estabelecimento de *M. flexuosa*. Porém, a formação de turfeiras nesses lugares leva de centenas a milhares de anos, assim, um dos serviços ecossistêmicos mais importantes dos buritizais amazônicos nesses lugares não pode ser obtido em poucas décadas.

Contudo, qualquer mudança no regime hidrológico afeta amplamente os buritizais amazônicos, a sua diversidade, o seu potencial de servir como habitat e como base de alimentação para a fauna, e a sua capacidade de servir como sumidouro de carbono. Por causa da sua dependência do regime hidrológico, os buritizais pertencem aos ecos-

sistemas amazônicos mais vulneráveis ante as mudanças climáticas. Com a expansão da frequência e intensidade de secas severas, a probabilidade de ameaça aumenta a cada ano, levando à mineralização do material orgânico estocado no solo e nas turfeiras, e assim proliferando a concentração de dióxido de carbono e outros gases de estufa para a atmosfera. Ante a esse cenário, os buritizais amazônicos ainda carecem de programas de conservação específicos.

6. DISCUSSÃO

Os buritizais abrangem um ecossistema amazônico com fatores ambientais variáveis, mas com a característica comum de alagação permanente relativamente estável e/ou com pulso de inundação de pequena amplitude. Porque esse cenário ambiental pode ocorrer em distintas configurações geológicas, climáticas, topográficas, e edáficas, os buritizais representam um ecossistema disperso e muitas vezes ilhado na paisagem amazônica. Porém, em alguns lugares, principalmente na transição da Amazônia com as savanas do norte e sul, os buritizais podem ocupar milhares de hectares contínuos. Os poucos estudos existentes sugerem que a grande variação de fatores ambientais causa uma imensa variação na vegetação e fauna associada a *M. flexuosa*. Enquanto a flora arbórea é majoritariamente composta por espécies generalistas que se originam da terra firme, campinaranas e florestas sazonalmente alagáveis adjacentes, os buritizais caracterizam-se por uma alta beta diversidade no estrato arbustivo e herbáceo. O bioma amazônico é vastamente dominado por espécies arbóreas. Assim, espécies herbáceas e arbustivas, que demandam por elevados índices de radiação solar, encontram poucos habitats onde conseguem ser competitivas. Para esses organismos, os buritizais representam um importante vetor biogeográfico, seja para espécies amazônicas de distribuição espacial ou ecologicamente restrita, ou pela imigração de espécies extra-amazônicas. Porque os buritizais fazem parte da biogeografia amazônica desde o Paleoceno, eles representam assim um importante componente na paisagem, contribuindo para a elevada biodiversidade da bacia como um todo.

A alagação permanente, a localização remota e de difícil acesso, assim como a geralmente baixa diversidade no estrato arbóreo devem ser as principais causas do porquê de os buritizais pertencerem aos ecossistemas menos estudados da Amazônia. Recentemente, o interesse pelos buritizais vem aumentando, principalmente pelo reconhecimento crescente de que eles têm um enorme potencial de estocar e de servir como sumidouro de carbono ante as mudanças climáticas, e pelos demais serviços ecossistêmicos, como o de servirem como habitat e de fonte de alimento para muitos animais amazônicos, parcialmente ameaçados de extinção.

Sendo um dos poucos ambientes com formação potencial de turfa na Amazônia, os buritizais têm um enorme potencial de estocar carbono, de suma importância para o balanço de gases estufa na atmosfera. Porém, nem todos os buritizais amazônicos têm essa

capacidade. A quantidade de material orgânico estocado no solo depende de alguns fatores cruciais: primeiro, a inundação deve ser permanente para gerar as condições anaeróbicas que impedem a mineralização e/ou o consumo de carbono pelos organismos destruentes. Somente poucos dias por ano sem inundação superficial levam rapidamente à destruição e/ou à mineralização da matéria orgânica. Muitos buritizais ao longo da margem direita (sul) do alto e médio Rio Negro não apresentam turfa, muito provavelmente porque os poucos dias durante a estação seca, nos quais eles não estão alagados superficialmente, são suficientes para impedir o acúmulo de matéria orgânica, especialmente em anos de El Niño, quando as secas na Amazônia central e oriental brasileira são mais longas e severas. Segundo, a água superficial não pode apresentar correnteza elevada, para que o material orgânico se acumule no local. Muitos buritizais ao longo da margem esquerda (norte) do alto e médio Rio Negro apresentam alagação com correnteza elevada durante a estação chuvosa, provavelmente causada pelo declive norte-sul do Escudo das Guianas. Portanto, a formação de turfa nesses buritizais somente é restrita a depressões geomorfológicas locais, onde a correnteza da água é reduzida, enquanto a maioria dos buritizais apresentam solos minerais. Terceiro, a produtividade do ecossistema tem que ser elevada, para gerar biomassa e liteira em quantidade suficiente para levar ao acúmulo de turfa. Isso acontece especialmente em áreas fluviais com influência de água branca (várzea), ou em áreas de paleovárzea – terraços fluviais ao longo de canais de rios de água branca que abandonaram o lugar por causa da migração constante do canal principal do rio. Os rios de água preta da Amazônia central e oriental tipicamente originam e drenam solos fortemente lixiviados desde o terciário, com teor de nutrientes reduzidos e oligotróficos, com baixa produtividade da vegetação. Embora alguns buritizais nesses lugares mostrem o acúmulo de alguns centímetros a decímetros de turfa, a formação de turfeiras com vários metros de profundidade restringe-se à Amazônia ocidental (formação Pebas, ou sedimento de origem quaternária), onde a maioria dos buritizais se formam em cima de terraços e sedimentos fluviais de origem andina, com relativamente alto teor de nutrientes no substrato e elevada produtividade primária. Estes últimos, porém, sequestram e estoam uma enorme quantidade de carbono, e qualquer atividade de mudança hidrológica, sendo por drenagem, construção de reservatórios e/ou barragens hidroelétricas, ou de fragmentação e/ou destruição do habitat, pode causar a liberação de gases estufa, como metano e dióxido de carbono para a atmosfera, em uma magnitude que tem o potencial de transcender muitas outras formas de uso de terra na Amazônia.

Embora os buritizais amazônicos ocupem uma área relativamente pequena quando comparados a outros ecossistemas amazônicos, os serviços ecossistêmicos que eles fornecem são múltiplos, e provavelmente extraordinariamente altos quando monetarizados, todavia ainda não devidamente quantificados na literatura. Devido ao fato de que os buritizais dependem fortemente do regime hidrológico de alagação permanente ou quase permanente, eles são altamente vulneráveis a quaisquer alterações hidrológicas, incluindo aquelas causadas pelas mudanças climáticas. A destruição e/ou fragmentação

desse ecossistema amazônico terá grande impacto na betadiversidade amazônica, na fauna silvestre e nas cadeias tróficas, no balanço hídrico do bioma e na capacidade de sequestrar e estocar uma quantidade de carbono mundialmente significativa. Ante a soma dos serviços ecossistêmicos que os buritizais oferecem, eles ainda carecem de atenção especial na legislação e de programas de conservação na maioria dos países amazônicos. Esse quadro só poderá ser alterado com um crescente esforço de pesquisas científicas nos buritizais e nas suas interações bióticas e abióticas com a paisagem do bioma.

REFERÊNCIAS

- Ancaya, E.J. (2002). Floristics and hydrology of upper Amazonian swamps. Master's thesis. Wake Forest University.
- Aquino, R. (2005). Alimentación de mamíferos de caza en los «aguajales» de la Reserva Nacional de Pacaya-Samiria (Iquitos, Perú). *Revista Peruana de Biología* 12:417–425.
- Bates, H.W. (1863). The naturalist on the river Amazons. Murray, London. <https://www.gutenberg.org/cache/epub/2440/pg2440-images.html>
- Behling, H., de Costa, L. (2001). Holocene vegetational and coastal environmental changes from the Lago Crispim record in northeastern Pará State, eastern Amazonia. *Review of Palaeobotany and Palynology* 114:145-155.
- Bhomia, R.K., Van Lent, J., Grandez Rios, J.M., Hergoualc'h, H., Coronado, E.N.H., Mudiyarso, D. (2019). Impacts of *Mauritia flexuosa* degradation on the carbon stocks of freshwater peatlands in the Pastaza-Marañón river basin of the Peruvian Amazon. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 24:645-668.
- BIODAMAZ (2014). Diversidad de vegetación de la Amazonía Peruana expresada en un mosaico de imágenes de satélite. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana-IIAP. Technical Document No. 12.
- Bodmer, R.E. (1990). Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). *Journal of Zoology* 222:121-128.
- Brightsmith, D., Bravo, A. (2005). Ecology and management of nesting blue-and-yellow macaws (*Ara ararauna*) in *Mauritia* palm swamps. *Biodiversity and Conservation* 15:4271–87.
- Cerda, H., Martinez, R., Briceno, N. *et al.* (2001). Palm worm: (*Rhynchophorus palmarum*) traditional food in Amazonas, Venezuela—nutritional composition, small scale production and tourist palatability. *Ecology of Food and Nutrition* 40:13–32.
- Draper, F.C., Roucoux, K.H., Lawson, I.T. *et al.* (2014). The distribution and amount of carbon in the largest peatland complex in Amazonia. *Environmental Research Letters* 9:124017.
- Draper, F.C., Asner, G.P., Coronado, E.N.H. *et al.* (2019). Dominant tree species drive beta diversity patterns in western Amazonia. *Ecology* 100:e02626.
- Ducke, A., Black, G.A. (1953). Phytogeographical notes on the Brazilian Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 25:1-46.
- Endress, B.A., Horn, C.M., Gilmore, M.P. (2013). *Mauritia flexuosa* palm swamps: Composition, structure and implications for conservation and management. *Forest Ecology and Management* 302:346-353.
- Flores Llampazo, G., Coronado, E.N.H., del Aguila-Pasquel, J. *et al.* (2022). The presence of peat and variation in tree species composition are under different hydrological controls in Amazonian wetland forests. *Hydrological Processes* 36:e14690.

- Fragoso, J. (1998). Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30: 458-469.
- Fraija, N., Fajardo, G.E. (2006). Caracterización de la fauna del orden Lepidoptera (Rhopalocera) en cinco diferentes localidades de los llanos orientales colombianos. *Acta Biologica Colombiana* 11:55-68.
- Galeano, A., Urrego, L.E., Sánchez, M. *et al.* (2015). Environmental drivers for regeneration of *Mauritia flexuosa* Lf. in Colombian Amazonian swamp forest. *Aquatic Botany* 123:47–53.
- Gilmore, M.P., Endress, B.A., Horn, C.M. (2013). The socio-cultural importance of *Mauritia flexuosa* palm swamps (aguajales) and implications for multi-use management in two Maijuna communities of the Peruvian Amazon. *J. Ethnobiology and Ethnomedicine* 9:29.
- González, R.M. (1971). Estudio sobre la densidad de poblaciones de Aguaje (*Mauritia* sp.) en Tingo María-Perú. *Revista Forestal del Perú* 5:1-11.
- Gomes, L.R.P., Lopes, M.T.G., da Silva Bentes, J.L. *et al.* (2011). Genetic diversity in natural populations of *Mauritia flexuosa*. *Crop Breeding and Applied Biotechnology* 11:216-223.
- Gurgel-Gonçalves, R., Cura, C., Schijman, A.G. *et al.* (2012). Infestation of *Mauritia flexuosa* palms by triatomines (Hemiptera: Reduviidae), vectors of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma rangeli* in the Brazilian savanna. *Acta Tropica* 121:105–111.
- Hastie, A., Coronado, E.N.H., Reyna, J. *et al.* (2022). Risks to carbon storage from land-use change revealed by peat thickness maps of Peru. *Nature Geoscience* 15: 369-374.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R. *et al.* (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342:850-53.
- Hidalgo Pizango, C.G., Coronado, E.N.H., del Aguila-Pasquel, J. *et al.* (2022). Sustainable palm fruit harvesting as a pathway to conserve Amazon peatland forests. *Nature Sustainability* 5:479-487.
- Horn, C.M., Paredes, V.H.V., Gilmore, M.P., Endress, B.A. (2018). Spatio-temporal patterns of *Mauritia flexuosa* fruit extraction in the Peruvian Amazon: implications for conservation and sustainability. *Applied Geography* 97:98-108.
- Householder, J.E., Janovec, J., Mozambique, A.B. *et al.* (2010). Diversity, natural history and conservation of *Vanilla* (Orchidaceae) in Amazonian wetlands of Madre de Dios, Peru. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas* 4:227-243.
- Householder, J.E., Janovec, J.P., Tobler, M.W., Page, S., Lähteenoja, O (2012). Peatlands of the Madre de Dios River of Peru: distribution, geomorphology, and habitat diversity. *Wetlands* 32:359–68.
- Householder, J.E. (2015). Perspectivas macroecológicas nas áreas úmidas dominadas por *Mauritia* na Amazônia. Phd Thesis. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA
- Householder, J.E., Wittmann, F., Tobler, M.W., Janovec, J.P. (2015). Montane bias in lowland Amazonian peatlands: Plant assembly on heterogeneous landscapes and potential significance to palynological inference. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 423: 138-148.
- Householder, J.E., Wittmann, F. (2016). Floristic diversity of *Mauritia flexuosa* wetlands in the Brazilian Amazon. In: Lasso, C.A., Colonnello, G, and Moraes M (eds): XIV. Morichales, Cananguchales, y otros palmares inundables de Sudamérica. 241-251.
- Householder, J.E., Janovec, J.P., Tobler, M., Wittmann, F. (2017). A diversity of biogeographies in an extreme Amazonian wetland habitat. In: Myer RW (ed): Forest Structure, function and dynamics in Western Amazonia, Wiley.
- Janzen, D.H. (1970). Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104:501-508.
- Johansson, B. (2009). Stay below water! A strategy to avoid seed predators – Seed survival and germination of *Mauritia flexuosa* in Southeastern Peru. Master Thesis, University Linköping.

- Junk, W.J. (1989). Flood tolerance and tree species distribution in Central Amazonian floodplains. In: Nielsen LB, Nielsen IC, Baslev H (eds.): Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity. Academic Press London. 47-64.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J. et al. (2011). A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands* 31:623-640.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. et al. (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation and classification for research, sustainable management and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24: 5-22.
- Kahn, F. (1988). Ecology of economically important palms in the Peruvian Amazonia. *Advances in Economic Botany* 6:42-48.
- Kahn, F. (1991). Palms as key swamp forest resources in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 38: 133-142.
- Kahn, F., Granville, J.J. (1992). Palms in forest ecosystems of Amazonia. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Lähteenoja, O., Ruokolainen, K., Schulman, L., Alvarez, J. (2009). Amazonian floodplains harbor minerotrophic and ombrotrophic peatlands. *Catena* 79:140-145.
- Lähteenoja, O., Ruokolainen, K., Schulman, L. et al. (2009). Amazonian peatlands: an ignored C sink and potential source. *Global Change Biology* 15:2311-2320.
- Lähteenoja, O., Page, S. (2011). High diversity of tropical peatland ecosystem types in the Pastaza-Maranon basin, Peruvian Amazonia. *Biogeosciences* 116:G2.
- Lasso, C.A., Colonnello, G., Moraes, M. (2016). XIV. Morichales, cananguchales y otros palmares inundables de Suramérica. Parte II: Colombia, Venezuela, Brasil, Perú, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Argentina. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá.
- Melo, W., Freitas, C., Bacon, C., Collevatti, R. (2018). The road to evolutionary success: insights from the demographic history of an Amazonian palm. *Heredity* 121:183-195.
- Montúfar, R., Recalde, A., Couvreur, T. (2021). High genetic diversity with low connectivity among *Mauritia flexuosa* (Arecaceae) stands from Ecuadorean Amazonia. *Biotropica* 53:152-161.
- Moreira, S. (2017). Are *Mauritia flexuosa* palms swamps in the Brazilian Pantanal true veredas? A floristic appraisal. *Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi* 12:221-238.
- Novais, P.K., Ferreira Nunes, Y.R., Monteiro Ribeiro, L. (2018). The dynamics of recalcitrant seed banks of *Mauritia flexuosa* (Arecaceae) reveal adaptations to marsh microenvironments. *Plant Ecology* 219:199-207.
- Padoch, C. (1988). Aguaje (*Mauritia flexuosa* L.f.) in the economy of Iquitos, Peru. *Advances in Economic Botany* 6:214-224.
- Pires, J.M., Prance, G.T. (1985). The vegetation types of the Brazilian Amazon. In: Prance GT, Lovejoy TE (eds) Key environments Amazonia. Pergamon Press. Oxford. 109-145.
- Pitman, N.C.A., Andino, J.E.G., Aulestia, M. et al. (2014). Distribution and abundance of tree species in swamp forests of Amazonian Ecuador. *Ecography* 37:902-915.
- Prance, G.T. (1979). Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia* 31:26-38.
- Quinteros-Gómez, Y., Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M.M. et al. (2021). Floristic composition, structure and species conservation status of *Mauritia flexuosa* palm swamps in Andean-Amazonian piedmont in the Department of San Martín, Peru. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 92: e923186.
- Rizzini, C.T. (1997). Tratado de fitogeografia do Brasil, aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Rio de Janeiro. 747 pp.

- Roucoux, K.H., Lawson, I.T., Jones, T.D. et al. (2013). Vegetation development in an Amazonian peatland. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 374:242–255.
- Rull, V. (1998). Biogeographical and evolutionary considerations of *Mauritia* (Arecaceae) based on palynological evidence. *Review of Palaeobotany and Palynology* 100:109-122.
- Ruokolainen, K., Schulman, L., Tuomisto, H. (2001). On Amazonian peatlands. *International Mire Conservation Group Newsletter* 8-10.
- Sampaio, M.B., Ticktin, T., Seixas, C.S. (2012). Effects of socioeconomic conditions on multiple uses of swamps forests in Central Brazil. *Human Ecology* 40:821-831.
- Schulman, L., Ruokolainen, K., Tuomisto, H. (1999). Parameters for global ecosystem models. *Nature* 399: 535-536.
- Shimada, M., Itoh, T., Motooka, T. et al. (2014). New Global Forest/Non-forest Maps from ALOS PALSAR Data (2007-2010) *Remote Sensing of Environment* 155:13-31.
- Spruce, R. (1871). Palmae Amazonicae, sive enumeratio palmarum in itinere suo per regiones americae aequatoriales ectorum, *Journal of the Linnean Society-Botany* 11:65-183.
- Ter Steege, H., Pitman, N.C.A., Sabatier, D. et al. (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science* 342:1243092
- Ter Steege, H., Henkel, T.W., Helal, N. et al. (2019). Rarity of monodominance in the hyperdiverse Amazonian forests. *Scientific Reports* 9:13822
- Tobler, M., Janovec, J.P., Cornejo, F. (2009). Frugivory and seed dispersal by the lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in the Peruvian Amazon. *Biotropica* 42:215–22.
- Van der Hoek, Y., Solas, S.A., Peñuela, M.C. (2019). The palm *Mauritia flexuosa*: a keystone plant resource on multiple fronts. *Biodiversity and Conservation* 28:539-551.
- Virapongse, A., Endress, B.A., Gilmore, M.P., Horn, C., Romulo, C. (2017). Ecology, livelihoods, and management of the *Mauritia flexuosa* palm in South America. *Global Ecology and Conservation* 10:70-92.
- Von Humboldt, A., Bonpland, A. (1853). Personal narrative of travels to the equinoctial regions of America: during the years 1799–1804. Henry G, Bohn.
- Wallace, A.W. (1853). Palm trees of the Amazon and their uses. London.
- Wang, S., Zhuang, Q., Lahteenoja, O., Cadillo-Quiroz, H. (2018). Potential shift from carbon sink to a source in Amazonian peatlands under a changing climate. *PNAS* 115:12407-12412.
- Wittmann, F., Junk, W.J., Piedade, M.T.F. (2004). The várzea forests in Amazonia: Flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management* 196:199-212.
- Wittmann, F., Junk, W.J. (2016). The Amazon River basin. In: Finlayson CM, Milton GR, Prentice, R.C, Davidson NC (eds.): The Wetland book II: distribution, description and conservation. Springer Verlag Heidelberg, Berlin, New York, 1-20.
- Yamazaki, D., Ikeshima, D., Sosa, J. et al. (2019). MERIT Hydro: A high-resolution global hydrography map based on latest topography datasets. *Water Resources Research* 55:5053-5073.

CAPÍTULO 13

AS FORMAÇÕES VEGETAIS AMAZÔNICAS SOBRE AREIAS BRANCAS: CAMPINARANAS

Layon Oreste Demarchi¹, Viviane Pagnussat Klein¹, Jochen Schöngart¹, Florian Wittmann^{1,2} e Maria Teresa Fernandez Piedade¹

¹ Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas (MAUA), Av. André Araújo 2936, Manaus, Amazonas, 69067-375, Brasil.

² Karlsruhe Institute for Technology (KIT), Institute for Geography and Geoecology, Department of Wetland Ecology, Josefstraße 1, Rastatt, 76437, Germany.

Informações (email / Orcid):

Layon Oreste Demarchi: layon.lod@gmail.com / <https://orcid.org/0000-0001-8441-2106>

Viviane Pagnussat Klein: vivianepagnussatklein@gmail.com / <https://orcid.org/0000-0002-2036-4923>

Jochen Schöngart: jochen.schongart@inpa.gov.br / <https://orcid.org/0000-0002-7696-9657>

Florian Wittmann: florian.wittmann@kit.edu / <https://orcid.org/0000-0001-9180-356X>

Maria Teresa Fernandez Piedade: maitepp@inpa.gov.br / <https://orcid.org/0000-0002-7320-0498>

RESUMO

Os ecossistemas de areia branca amazônicos designados de campinaranas constituem uma paisagem atípica inserida em vários enclaves dentro da floresta tropical amazônica. Sua principal característica são os solos de areia branca fortemente lixiviada, elevada acidez e baixíssima fertilidade, e uma fisionomia escleromórfica com uma composição florística única. Sua área de cobertura é de 335.000 km², correspondendo a aproximadamente 5% da Bacia Amazônica. Extensas e contínuas áreas de campinaranas ocorrem especificamente no alto curso da bacia do Rio Negro, enquanto no restante da Amazônia sua distribuição é insular, guardando correspondência com a presença dos solos arenosos. Esses ecossistemas, além do oligotrofismo, podem experimentar tanto o déficit hídrico quanto a saturação hídrica dos solos ao longo de um mesmo ano. Esses fatores associados funcionam como filtros ambientais selecionando espécies capazes de se adaptarem a essas condições, resultando em uma biota caracteristicamente pobre, mas rica em endemismos. Neste capítulo apresentamos a gênese, distribuição, hidrologia, características ecológicas, aspectos da vegetação, usos e ameaças, concluindo com considerações e recomendações para aumentar o entendimento de diversos aspectos desses ecossistemas e fomentar políticas públicas visando a sua conservação.

Palavras-chave: enclaves dentro da Floresta Amazônica, fisionomia escleromórfica, oligotrofismo em áreas úmidas.

ABSTRACT

The vegetation on Amazonian white-sand savannas: Campinaranas – The Amazon white-sand ecosystems designated campinaranas constitute an atypical landscape inserted in several enclaves within the Amazonian

tropical forest. Its main characteristics are the heavily leached white sand soils, high acidity, very low fertility, and a scleromorphic physiognomy with a unique floristic composition. Its coverage area is 335,000 km², corresponding to approximately 5% of the Amazon Basin. Extensive and continuous areas of campinaranas occur specifically in the upper course of the Rio Negro basin, while in the rest of the Amazon their distribution is insular, keeping correspondence with the presence of sandy soils. These ecosystems, in addition to oligotrophism, can experience both water deficit and soil water saturation over the course of the same year. These associated factors work as environmental filters, selecting species capable of adapting to these conditions, resulting in a biota that is characteristically poor, but rich in endemism. In this chapter we present the genesis, distribution, hydrology, ecological characteristics, vegetation aspects, uses and threats, concluding with considerations and recommendations to increase the understanding of several aspects of these ecosystems and to promote public policies aimed at their conservation.

Keywords: Enclaves within the Amazon rainforest, scleromorphic physiognomy, oligotrophism in wetland

INTRODUÇÃO

A extraordinária biodiversidade observada na Amazônia é o resultado de longas e complexas interações entre processos geológicos, climáticos e ecológicos (Smith *et al.*, 2014). A heterogeneidade de ambientes existentes no domínio amazônico influencia os padrões de diversidade e de distribuição das espécies. Ambientes oligotróficos, como os ecossistemas de areia branca (que chamaremos a partir daqui de campinaranas) se distribuem por extensas áreas da bacia e cobrem aproximadamente 5% do território amazônico. Os termos comumente utilizados em inglês são ‘white-sand ecosystem’ and ‘heath forest’ (Adeney *et al.*, 2016; Buscardo *et al.*, 2016). Diversos termos regionais são utilizados para denominar as florestas que ocorrem sobre esses solos arenosos (Podzóis ou Espodossolos), como caatinga-amazônica, campina, campinarana, areial, campo-da-natureza, bana, cunurí, muri, varillal e wallaba (Anderson, 1981; Veloso *et al.*, 1991; Vicentini, 2004), além de uma variedade de termos específicos às diferentes fisionomias de campinaranas atribuídos por diversos povos indígenas (Abraão *et al.*, 2008).

As campinaranas caracterizam-se por apresentar solo de areia branca fortemente lixiviada, de baixíssima fertilidade (Anderson, 1981; Luizão *et al.*, 2007; Mendonça *et al.*, 2014a, b, 2015), fisionomia escleromórfica e composição florística única, com uma biota caracteristicamente pobre, mas rica em endemismos (Heyligers, 1963; Janzen, 1974; Anderson *et al.*, 1975; Anderson, 1981; Prance, 1996; Vicentini 2004; Demarchi *et al.*, 2022). Campinaranas apresentam grande variação nos padrões florísticos e estruturais da vegetação ao longo da Bacia Amazônica, e essas diferenças estão principalmente relacionadas às variações edáficas e da profundidade do lençol freático (Vicentini, 2004; Damasco *et al.*, 2013; Targhetta *et al.*, 2015; Demarchi *et al.*, 2018). No entanto, outros fatores, como a origem geológica, história evolutiva da área e o uso da terra podem desempenhar um papel fundamental na composição, estrutura e distribuição dos táxons (Adeney *et al.*,

2009; Rossetti *et al.*, 2019).

Neste capítulo, apresentamos as informações existentes na literatura sobre as campinaranas e complementando-as com dados ainda não publicados de nossos estudos.

1. DEFINIÇÃO

A grande variação fisionômica e ambiental em áreas de ocorrência de campinaranas, e os estudos pontuais em algumas delas, culminaram com uma ampla variedade de definições para esses ecossistemas amazônicos. No sentido de homogeneizar terminologias, o IBGE (2012) compilou e discutiu os diferentes termos e definições utilizados por naturalistas e botânicos desde o começo do século XX, propondo uma ampla definição para as campinaranas amazônicas:

Tipo de vegetação de ocorrência muito bem-definida pelas áreas de acumulações lixiviadas e planícies com Espodosolos e Neossolos Quartzarênicos, com formas biológicas adaptadas a estes solos quase sempre encharcados; florística típica com um “domínio” específico de alguns gêneros endêmicos e também de espécies raquíticas amazônicas que se repetem num mesmo tipo de clima quente superúmido, com precipitações superiores a 3.000 mm anuais e temperaturas médias em torno de 25 °C”.

Entretanto, especialmente nas duas últimas décadas, vários estudos sobre esses ambientes têm sido produzidos. A compilação desses estudos, em conjunto com as informações pretéritas já disponíveis, nos permite neste capítulo a proposição de uma definição de campinaranas amazônicas mais específica: “ecossistemas amazônicos que ocorrem exclusivamente em solos oligotróficos de areia branca de diferentes origens, apresentam alto déficit hídrico e/ou saturação hídrica do solo durante algum período do ano, criando gradientes ambientais que resultam em uma variação fisionômica marcante, passando de fisionomias florestadas a herbáceo-arbustivas; a vegetação é adaptada a baixas concentrações de nutrientes e aos extremos hidroclimáticos (seca fisiológica e/ou condições hipóxicas ou anóxicas), muitas vezes apresentando escleromorfismo acentuado, comparativamente baixa diversidade de espécies e muitos táxons endêmicos”.

Dentro do que chamamos de campinaranas, ocorre uma grande variação fisionômica e de características ambientais, como o alagamento. Nesse sentido, apenas as campinaranas que apresentam o afloramento do lençol freático, independente se sua origem, são consideradas por nós como áreas úmidas dentro do conceito proposto por Junk *et al.* (2014). A seguir são apresentadas características gerais desses ecossistemas que nos permitem compreender essa variação ambiental e como ela influencia sua biodiversidade associada.

2. GÊNESE

As principais hipóteses apontam que a origem das campinaranas amazônicas são diversas e variam de acordo com a região estudada. De forma geral as grandes extensões de campinarana da bacia do Rio Negro e Branco são formadas por sedimentos originados da erosão do Escudo das Guianas. O período geológico longo desde o Cambriano até os dias atuais, com relativa pouca atividade tectônica, permitiu que a ação dos processos erosivos moldasse a paisagem. Estima-se que 80% do Escudo foi erodido, depositando 2-3 milhões de km³ de sedimentos na bacia dos rios Negro, Branco, Orinoco e seus tributários (Kubitzki, 1989a; Coomes & Grubb, 1996). Embora poucos estudos apresentem idades absolutas para o desenvolvimento das campinaranas, os solos arenosos podem ser formados em diferentes épocas, por diferentes processos e por substratos geológicos de diferentes idades.

De forma geral, três grandes processos estão atuando diretamente na formação das campinaranas:

1. processos fluviais ou fluviolacustres, onde a ação das águas transporta sedimentos retrabalhados de diferentes idades e origens, as campinaranas são originadas de paleocanais ou terraços fluviais de diferentes idades ou mesmo grandes áreas de megaleques de idade Plio-Pleistoscênica (Rossetti *et al.*, 2012; Nogueira *et al.*, 2013; Rossetti *et al.*, 2019);
2. processos eólicos, onde as campinaranas foram formadas mais recentemente durante os períodos mais secos do Quaternário (7,8 e 32,6 mil anos atrás), onde ventos alísios transportaram sedimentos de campos arenosos abertos originados principalmente pela erosão do Escudo das Guianas, culminando na formação de dunas, atualmente representadas por grandes áreas de paleodunas ao longo da bacia dos rios Negro, Aracá e Demeni, no estado do Amazonas, ao longo dos rios Catrimani, Tacutu e Branco, no estado de Roraima, além de áreas na Colômbia e Venezuela (Latrubesse & Nelson, 2001; Carneiro Filho *et al.*, 2002, 2003; Latrubesse & Franzinelli, 2005; Zular *et al.*, 2019);
3. processos de empobrecimento gradual dos solos com a migração de minerais e matéria orgânica entre horizontes, denominado podzolização; podemos assim dividir em:
 - 3.1 campinaranas formadas a partir da translocação da matéria orgânica (em pequena escala ferro e argilas) ao longo do perfil dos solos (horizonte A para o B) resultantes do intemperismo de rochas como os arenitos e quartzitos;
 - 3.2 campinaranas formadas por meio do empobrecimento progressivo de solos lateríticos, com lixiviação das argilas, siltes, ferro, e, com isso, o solo se tornando gradativamente arenoso e com maior porosidade, favorecendo também a migração da matéria orgânica (Klinge, 1965; Franco & Dezzio, 1994; Horbe *et al.*, 2003; Damasco *et al.*, 2013; Mendonça *et al.*, 2014a, b; Guimarães &

Bueno, 2015; Mendonça *et al.*, 2015) (Figura 1).

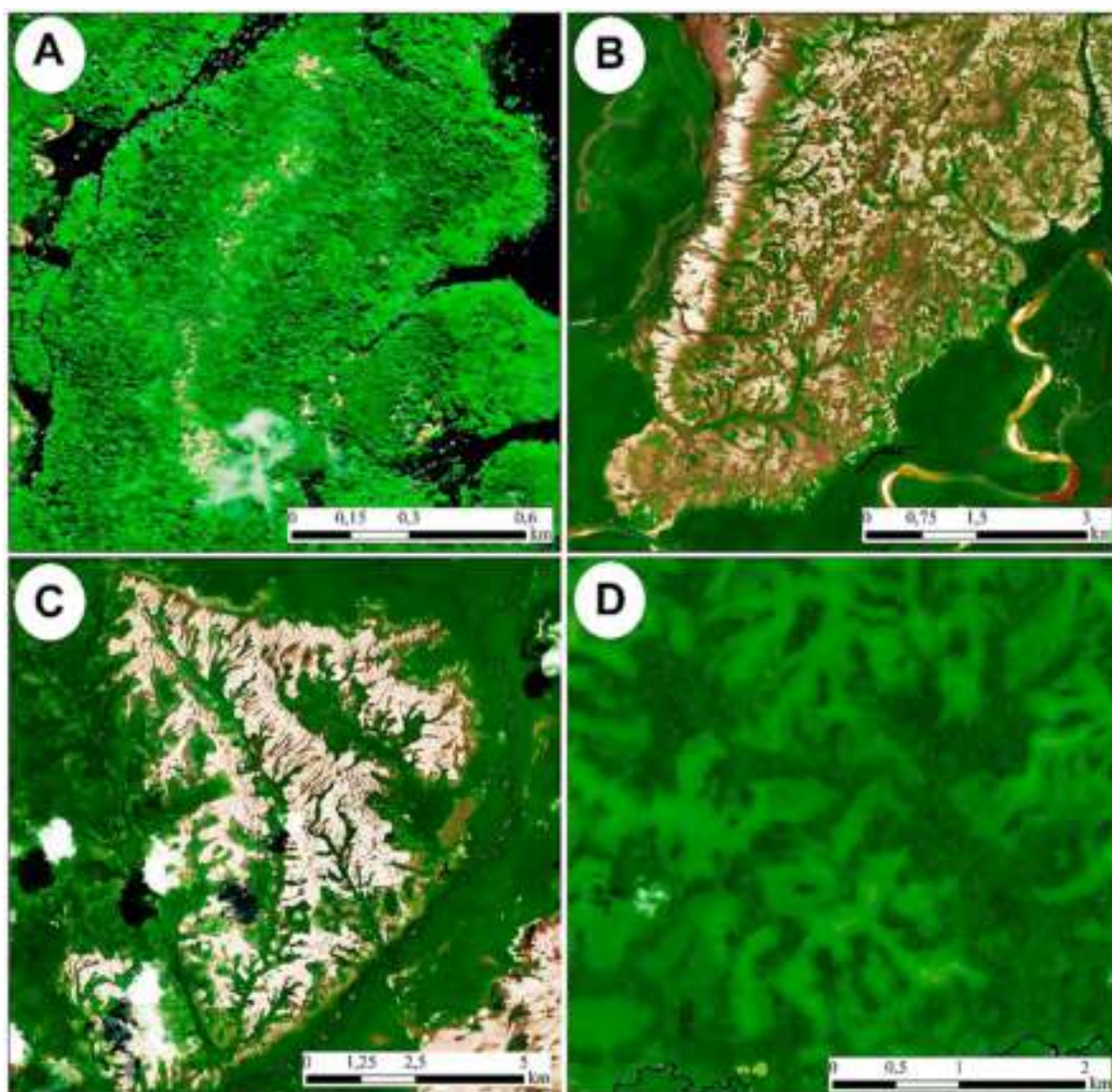


Figura 1. Imagens aéreas exemplificando áreas de campinarana com diferentes gêneses. Sendo: (A) Campinarana formada por sedimentos fluviais a partir de um paleocanal no igarapé Tarumã-mirim, no município de Manaus-AM. (B) Campinarana em megaleque (megafan) no Parque Nacional (PARNA) Viruá, no município de Caracaraí-RR. (C) Campinarana formada por paleodunas ao longo do Rio Aracá no município de Barcelos-AM. (D) Recorte de uma grande área de campinarana formada pelo processo de podzolização na região do alto Rio Negro no município de São Gabriel da Cachoeira-AM. Imagens aéreas adquiridas e adaptadas do software livre Google Earth Pro.

É importante frisar é que ao longo da formação de uma campinarana um ou mais processos podem atuar conjuntamente, onde variações climáticas podem favorecer a ação de um ou outro processo. Por exemplo, a podzolização pode atuar durante toda a gênese de uma campinarana em maior ou menor grau, independentemente do processo que gerou o acúmulo de sedimentos. Em alguns locais o processo de podzolização pode ser bastante agressivo e geologicamente rápido, como na região de Manaus, onde Horbe

et al. (2013) encontraram perfis formados com pouco mais de 3.000 anos de idade. Os processos fluviais também são frequentes ao longo do tempo, onde as campinaranas são constantemente erodidas por pequenos cursos de água e pela variação do lençol freático, e podem ser entendidas como um estágio final de erosão pela água. As próprias paleodunas acima citadas, atualmente, sofrem grande ação de processos fluviais de rios, pequenos igarapés e flutuações do lençol freático, formando grandes áreas úmidas atualmente inseridas no chamado Pantanal Setentrional Amazônico (Rossetti *et al.*, 2012, 2019). Nesse sentido, as campinaranas ao longo de sua distribuição podem ter sedimentos de diferentes origens, ser formadas por diferentes processos agindo sozinhos ou em conjunto ao longo do tempo geológico.

Eventos associados à ação humana ao longo do tempo, como o fogo e as diferentes atividades praticadas pelos povos originários (Prance & Schubart, 1977; Hammond & ter Steege, 1998, Flores *et al.*, 2021), provocam mudanças significativas na paisagem das terras baixas amazônicas, influenciando também na distribuição atual das áreas de campinarana.

3. CLIMA E HIDROLOGIA

As campinaranas estão distribuídas ao longo de quase toda a região amazônica, e consequentemente sujeitas a diferentes regimes climáticos. A região de ocorrência desses ecossistemas abrange desde o clima equatorial úmido, com altas temperaturas (médias entre 25 e 28 °C) e precipitação abundante ao longo de quase todo o ano (precipitação $\geq$ 2000 mm por ano), até o clima sazonal caracterizado por períodos de chuva intensa alternados com períodos de pouca precipitação ao longo de um mesmo ano e temperaturas médias entre 24 e 26 °C. Localmente, os ecossistemas de campinarana, principalmente as fisionomias arbustivas com areia exposta, podem atingir altas temperaturas (até 48 °C) durante as horas mais quentes do dia, e baixar até próximo os 25 °C durante a noite, sendo uma amplitude térmica de mais de 20 °C em um mesmo dia que difere da maioria de outros ecossistemas amazônicos.

Um dos fatores mais importantes climaticamente para as campinaranas são os meses de seca que a vegetação enfrenta, quando a precipitação é inferior a 100 mm, uma vez que solos arenosos possuem baixa capacidade de retenção de água. Ao longo da Bacia Amazônica existe uma grande variação na extensão das secas afetando a vegetação das campinaranas; no nordeste da bacia a duração da seca é de zero a um mês; na região central pode durar até três meses, enquanto no sul e leste da bacia algumas áreas ficam de cinco a seis meses com comparativamente menor precipitação ($\geq$ 1700 mm por ano) (Eiten, 1978; Sombroek, 2001). Os meses secos ao longo do ano podem aumentar em duração e intensidade durante eventos climáticos extremos, principalmente devido aos aumentos na temperatura do Oceano Pacífico em anos de El Niño, que afetam principalmente as regiões norte, central e leste da Amazônia (Aragão *et al.*, 2018; Cai *et al.*, 2020).

O aumento de temperatura e a redução da precipitação no período de transição da estação seca para a estação chuvosa podem induzir um expressivo déficit hídrico climático em campinaranas que em condições climáticas normais não são expostas às secas. Essa grande variação climática contribui para a complexidade e a riqueza das campinaranas, pois exerce forte influência sobre a flora e a fauna e sua dinâmica ecológica.

Do ponto de vista hídrico, as campinaranas podem ser divididas em dois grandes grupos, as áreas que possuem afloramento superficial do lençol freático e as áreas que são bem drenadas, onde a vegetação não é sujeita ao alagamento do sistema radicular. O alagamento, como veremos posteriormente, é um fator importante, influenciando a riqueza, estrutura e composição das espécies de campinarana (Damasco *et al.*, 2013; Tharghetta *et al.*, 2015). O alagamento pode ter intensidade e duração afetadas devido ao regime climático, altitude, profundidade do solo, e proximidade de um curso de água. De forma geral, o pulso de inundação das campinaranas pode ser classificado como monomodal, previsível, de curta a intermediária duração e baixa amplitude (Junk *et al.*, 2011). Porém, algumas áreas podem apresentar pulso de inundação com comportamento diferenciado, como áreas com solos rasos onde o pulso pode ser polimodal ou até episódico, uma vez que qualquer precipitação em uma área de captação relativamente pequena pode sujeitar a vegetação ao alagamento por curtos períodos. Já em outras áreas, como no sul de Roraima, as campinaranas podem experimentar até 70 cm de alagamento por meses (Damasco *et al.*, 2013; Costa *et al.*, 2016).

Os cursos de água que drenam as campinaranas possuem uma coloração escura devido à presença de matéria orgânica em decomposição. As árvores desses ecossistemas geralmente investem em folhas com altos teores de compostos químicos secundários, como taninos, principalmente eficientes em sua ação contra a herbivoria (Fine *et al.*, 2006). Essa grande quantidade de compostos secundários resulta em uma decomposição lenta da serapilheira (Martins & Matthes, 1978) e na liberação gradativa desses compostos que, quando entram em contato com a água, conferem a ela a coloração escura. Nesse processo são também formados ácidos orgânicos que tornam as águas ácidas. Alguns cursos de água que drenam campinaranas podem atingir pH muito ácido, normalmente com valores variando de 4,0 a 5,3, porém, alguns igarapés podem chegar a até 3,1, um dos menores valores já registrados na Amazônia (Ríos-Villamizar *et al.*, 2022).

Dados sobre o comportamento do lençol freático em campinaranas são escassos, uma vez que sua mensuração deve ser feita no subsolo com aparelhos especializados autônomos ou manualmente. Como exemplo, apresentamos aqui os dados mensurados por level loggers em diferentes fitofisionomias da Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) do Uatumã, onde podemos ver que mesmo em áreas próximas (cerca de 1 km de distância uma da outra) ocorrem diferenças na magnitude do comportamento do lençol freático (Figura 2).

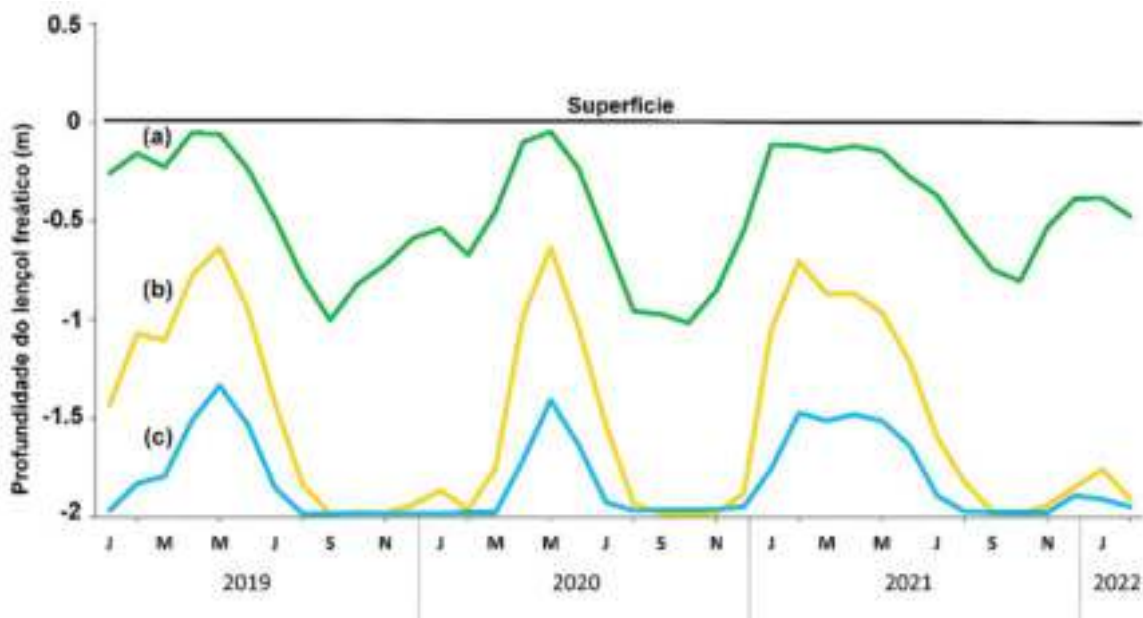


Figura 2. Curvas de variação do lençol freático na RDS do Uatumã; cada curva representa a média de três parcelas diferentes no âmbito do projeto PELD-MAUA. Sendo: (A) Campinarana florestada com lençol freático aflorando, tornando o solo superficial hidromórfico e formando poças de água durante a estação chuvosa, considerada aqui como uma área úmida (curva verde). (B) Campinarana florestada com lençol freático alcançando até 0,5 m de profundidade (curva amarela). (C) Campinarana arborizada/arbustiva onde o lençol freático raramente chega a 1,5 m de profundidade (curva azul).

4. DISTRIBUIÇÃO E EXTENSÃO DAS CAMPINARANAS

As primeiras estimativas sobre a área que essas formações vegetais ocupam giram em torno de 64.000 km² (Braga, 1979) considerando apenas áreas de campinaranas arbustivas e gramíneo-lenhosas. Prance e Daly (1989) estimaram em mais de 400.000 km² para toda a Bacia Amazônica. Já por meio de técnicas mais avançadas de sensoriamento remoto foi possível obter estimativas mais precisas para a Bacia Amazônica. Junk *et al.* (2011) mapearam 104.000 km² considerando apenas a bacia do Rio Negro, e a estimativa mais recente de Adeney *et al.* (2016) é de aproximadamente 335.000 km² para a área total desses ecossistemas, correspondendo a aproximadamente 5% da Bacia Amazônica (Figura 3).

A ocorrência das campinaranas é frequentemente relacionada com a distribuição dos solos arenosos, sua gênese e, também, a presença de camadas de impermeabilização hidromórficas próximas à superfície do solo (Pires & Prance, 1985; Prance, 1996). As campinaranas variam de áreas pequenas, com poucos hectares, até extensas áreas que cobrem milhares de quilômetros quadrados, como mapeado por Adeney *et al.* (2016). Extensas e contínuas áreas de campinaranas são encontradas principalmente no noroeste e norte da Amazônia, nas bacias dos rios Branco e Negro, se estendendo até a região de Vaupés e Caquetá, na Colômbia, e também ao sul da Venezuela, essas grandes áreas

foram formadas através da erosão do Escudo das Guianas, que ao longo de milhões de anos forneceu material de origem para estas campinaranas; áreas expressivas também ocorrem na região do alto Tapajós e próximo à margem direita do Rio Madeira. Já no restante da Amazônia, a atual distribuição das campinaranas é fragmentada, em geral ocorrem como pequenas manchas em forma de ilhas de vegetação cercadas pela floresta de terra firme, pois seguem à distribuição fragmentada dos solos arenosos onde ocorrem (Anderson, 1981; Prance, 1996; Mendonça *et al.*, 2015; Adeney *et al.*, 2016; Capurucho *et al.*, 2020).

Nas últimas décadas, esforços contínuos de pesquisadores agregaram muitas informações a respeito da distribuição e extensão das campinaranas, mas, ainda assim, a área total de campinaranas amazônicas é provavelmente subestimada (Adeney *et al.*, 2016). Pequenas manchas (<1 km²) inseridas em uma matriz florestal de dossel alto, como é o caso das florestas de terra firme, são difíceis de detectar em imagens de satélite. Além disso, grandes áreas geográficas, principalmente em regiões que compreendem o complexo de manchas de areia branca no interflúvio baixo Rio Madeira-Purus e no norte do Brasil, na região do alto Rio Negro-Branco, permanecem sub-representadas (Adeney *et al.*, 2016).

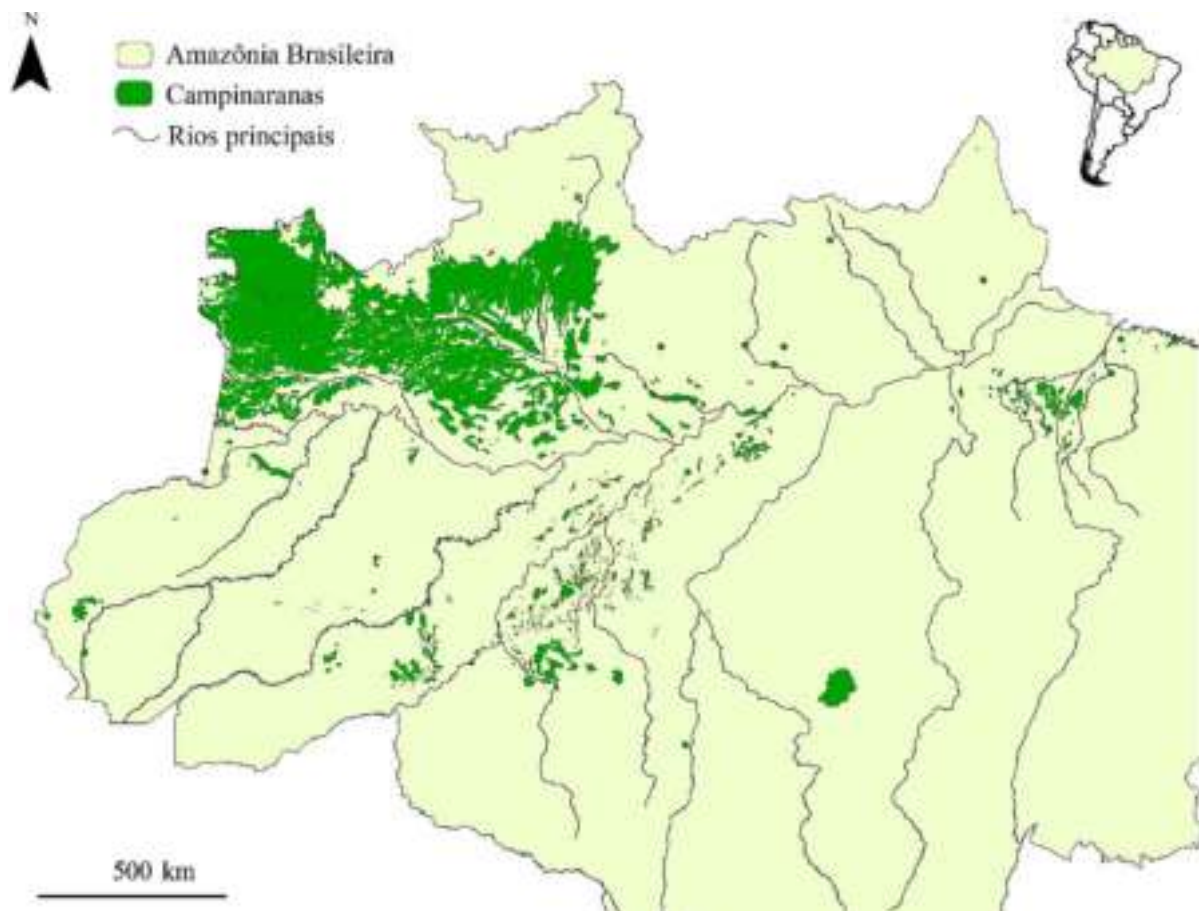


Figura 3. Distribuição das áreas de campinarana ao longo da Bacia Amazônica brasileira. Adaptado de Adeney *et al.* (2016).

5. CARACTERIZAÇÃO ECOLÓGICA DAS CAMPINARANAS

Campinaranas no geral podem ser caracterizadas como ambientes extremamente oligotróficos, onde grande parte dos processos ecológicos são adaptados às condições de pobreza nutricional, particularmente de alguns elementos específicos como o nitrogênio e fósforo (Tiessen *et al.*, 1994; Coomes, 1997; Mardegan *et al.*, 2009). A pobreza dos solos é resultante da origem do sedimento, ou do processo de podzolização que ocorre devido às fortes chuvas e às contínuas subidas e descidas do lençol freático (Heyligers, 1963; Tiessen *et al.*, 1994; Coomes, 1997; Luizão *et al.*, 2007; Mendonça *et al.*, 2014a, b, 2015). Essa variação leva à lixiviação de matéria orgânica, argilas e outros sedimentos das camadas superiores do solo (Mendonça *et al.*, 2015). Como resultado, o solo se torna predominantemente arenoso e de baixa fertilidade, com material lixiviado depositado em camadas inferiores, muitas vezes formando um horizonte extremamente compacto, chamado de horizonte plíntico ou “hardpan”. Essa camada cimentada, ou mesmo rochas superficiais e horizontes argilosos na base dos solos arenosos podem barrar a drenagem, onde, dependendo da profundidade do horizonte arenoso, qualquer aumento na precipitação pode acumular rapidamente água, submetendo as plantas a períodos de saturação hídrica (Heyligers, 1963; Reichardt *et al.*, 1975; Kubitzki, 1989a; Franco & Dezzeo, 1994). Nesse sentido, durante a estação chuvosa, diversas áreas de campinarana acumulam água a um nível que pode submeter o sistema radicular das plantas a meses de alagamento, muitas vezes aflorando e formando diversas “poças” rasas de água (Figura 2), ou mesmo uma pequena lâmina de água que pode se estender por quilômetros. Essa estreita relação da biodiversidade das campinaranas com o alagamento superficial permite considerar muitas delas como áreas úmidas (*sensu* Junk *et al.*, 2011).

Se durante os meses chuvosos as campinaranas podem experimentar a saturação hídrica, em outro extremo, a grande penetração de luz, que causa uma rápida perda de umidade, associada à alta porosidade e baixa capacidade de retenção de água dos solos arenosos, faz com que as plantas das campinaranas sofram períodos de seca fisiológica durante os meses com pouca precipitação (Franco & Dezzeo, 1994). Principalmente as formações abertas possuem um albedo diferente em comparação com as formações florestadas (devido à areia branca disposta) com aumento do calor sensível que resulta em altas temperaturas e elevada evapotranspiração potencial. Esses fatores ambientais podem funcionar como filtros ambientais para muitas espécies de plantas, exigindo adaptações específicas da vegetação para ocupar e se reproduzir nesse habitat, onde as taxas metabólicas, a fenologia, bem como a capacidade das espécies de sobreviver a essas condições, dependam de adaptações tanto para condições de saturação quanto de escassez hídrica (Parolin *et al.*, 2010). Ao longo do tempo, essas pressões ambientais resultaram em uma flora especializada com vários táxons endêmicos (Anderson, 1981; Boubli, 2002; Fine *et al.*, 2010; Adeney *et al.*, 2016; Fine & Baraloto, 2016; Guevara *et al.*, 2016; Demarchi *et al.*, 2022).

Crescendo em solos com escassez de nutrientes, e investindo energia na produção de compostos secundários para defesa das folhas contra a herbivoria, em detrimento ao crescimento do caule, as plantas das campinaranas frequentemente são escleromórficas e de baixa estatura (Medina *et al.*, 1990; Coomes & Grubb, 1996; Fine *et al.*, 2006). Segundo Janzen (1974), esse investimento em defesa contra herbivoria é justificado pela dificuldade em repor folhas perdidas em um ambiente pobre em nutrientes. Outras adaptações importantes das espécies de campinaranas são a associação com fungos micorrízicos, principalmente em Fabaceae, que auxiliam na absorção de nutrientes, especialmente P e N (Roy *et al.*, 2016), podendo conferir maior fitness às espécies que as estabelecem. Embora poucos estudos tenham abordado a produção de compostos alelopáticos em campinaranas, esse é um fator importante a ser considerado, pois esses compostos inibem a germinação e crescimento de outras espécies, favorecendo a espécie que os produz. Esse processo pode explicar a dominância de algumas espécies, como *Pradosia schomburgkiana*, uma espécie especialista e muitas vezes dominante nesses ecossistemas (Lisboa, 1976a).

Os fatores citados, em conjunto com as características insulares (Anderson, 1981; Prance, 1996), os padrões de dispersão predominantemente anemocóricas e ornitocóricas (Macedo & Prance, 1978), o efeito do fogo (Adeney *et al.*, 2009; Vicentini, 2004), e a ação antrópica pretérita (Prance & Schubart, 1977) e presente (Costa *et al.*, 2023) podem influenciar a distribuição, composição de espécies e o conjunto dos processos ecológicos nas campinaranas.

6. COBERTURA VEGETAL

As fitofisionomias das campinaranas apresentam uma ampla variação. Podem se apresentar como florestas estratificadas com árvores de até 25 m de altura com um sub-bosque estruturado; áreas arborizadas com a dominância do componente arbóreo sem estratificação nítida; áreas arbustivas com a dominância de arbustos, arvoretas e árvores esparsas e gramíneo-lenhosas, com predomínio de vegetação herbácea e a presença esparsa de arbustos e arvoretas (Veloso *et al.*, 1991; IBGE 2012), essa variação fisionômica reflete a relação intrínseca com os fatores ambientais (variação microclimática, nutricional), resultando em composições e estruturas florísticas distintas (Ribeiro & Santos, 1975; Bongers *et al.*, 1985; Zanchi *et al.*, 2011; Daly *et al.*, 2016; Demarchi *et al.*, 2022) (Figura 4). Algumas fitofisionomias são dominadas por uma ou poucas espécies, o que lhes confere uma estrutura e composição características e com pouca variação. As espécies típicas e com alta ocorrência são utilizadas para denominar diferentes fitofisionomias específicas de acordo com a espécie dominante (Abraão *et al.*, 2008). Como exemplo, podemos usar a espécie *Humiria balsamifera* (mirizal) que domina extensas áreas de campinarana na parte central da Amazônia, principalmente em locais que passaram por distúrbios antrópicos como incêndios.

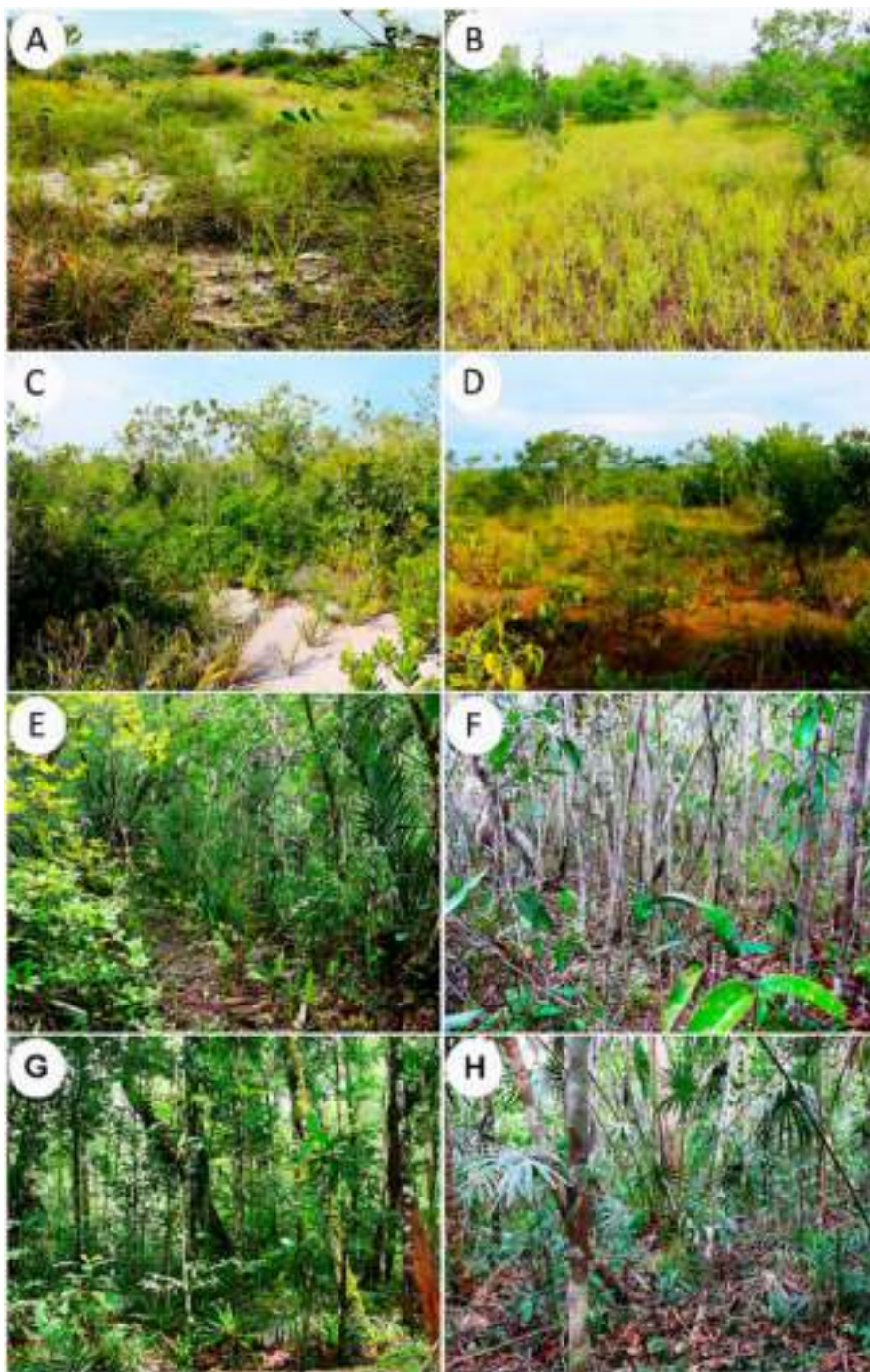


Figura 4. Diferentes fitofisionomias de campinarana, sendo as figuras da esquerda (A, C, E e G) áreas bem drenadas, e as da direita (B, D, F, e H) áreas com lençol freático superficial, podendo aflorar durante a época chuvosa. Sendo: (A) Campinarana gramíneo-lenhosa no PARNA Viruá, município de Caracaraí-RR. (B) Campinarana gramíneo-lenhosa ao longo do Rio Aracá, município de Barcelos-AM. (C) Campinarana arbustiva na Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) do Rio Negro no município de Iranduba-AM. (D) Campinarana arbustiva na Área de Proteção Ambiental (APA) Caverna do Maroaga no município de Presidente Figueiredo-AM. (E, F) Campinarana arborizada na RDS Uatumã no município de São Sebastião do Uatumã-AM. (G) Campinarana florestada na RDS do Tupé no município de Manaus-AM. (H) Campinarana florestada na RDS do Rio Negro no município de Iranduba-AM. Fotos: (A) Brenda T. Pantoja Pena; (B) Gabriel M. Marcusso; (C), (D), (E), (F), (G) e (H) Layon O. Demarchi.

As fitofisionomias apresentam diferentes características ecológicas, microclimáticas, estruturais e de composição florística. Essa variação está diretamente relacionada com a pobreza do solo, onde, em um ambiente extremamente oligotrófico, mínimas variações nutricionais podem alterar a estrutura e a composição de espécies (Campos, 2017; Demarchi *et al.*, 2018). As condições microclimáticas também são importantes, uma vez que a vegetação consegue atingir altura a ponto de sombrear as áreas mais abertas, começa a mudar o microclima (diminuição do albedo e calor sensível e aumento do calor latente) e aumentar o material orgânico no solo, que por sua vez propiciam o estabelecimento de outras espécies adaptadas a condições menos severas. Outros fatores importantes que definem a composição e estrutura da vegetação envolvem a variação do nível do lençol freático ao longo do ano e o número de meses secos por estação (Damasco *et al.*, 2013; Targhetta *et al.*, 2015; Demarchi *et al.*, 2018), além do histórico de distúrbios e ocupação da área (Prance & Schubart, 1977).

Embora alguns autores mencionem a ocorrência de solos arenosos associados a turfeiras (Dubroeuq & Volkoff, 1998), e citam para esses ambientes algumas espécies que também ocorrem em campinaranas, como *Mauritia carana* Wallace (Roucoux *et al.*, 2013), esses ecossistemas não podem ser confundidos. Nas turfeiras, características como a pobreza de nutrientes e a acidez dos solos podem também permitir a colonização por espécies típicas, mas dificilmente endêmicas de campinaranas, a presença de areia é apenas um dos atributos em comum entre campinaranas e turfeiras, sendo estas últimas compostas predominantemente por camadas de matéria orgânica, entre outras diferenças. Embora as campinaranas apresentem taxas baixas de decomposição (Martins & Matthes, 1978) e possam acumular uma quantidade relativamente grande de matéria orgânica acima do solo (Zanchi *et al.*, 2011; Villa Zegarra 2017) oriunda da presença de compostos orgânicos de defesa contra a herbivoria (Janzen, 1974; Fine *et al.*, 2006), as peculiaridades únicas das campinaranas não as enquadram dentro da descrição dos ecossistemas de turfeiras. Também é importante ressaltar que em muitas zonas de ecótonos entre as campinaranas com outras formações vegetais como a terra firme, igapó, buritizal e as savanas amazônicas ocorrem transições onde a classificação da vegetação dentro de fisionomias preestabelecidas é muito difícil, e espécies com nichos menos específicos podem ocorrer. Nesse sentido, mais estudos são necessários para esclarecer as características ecológicas e a composição florística das turfeiras associadas a Espodossolos e outras zonas ecotonais da Amazônia, visando entender as relações ecológicas das transições entre os diferentes ecossistemas e aprimorar as classificações já existentes.

A maioria dos estudos realizados com grupos biológicos em campinaranas apontam para um número elevado de espécies de plantas especialistas e endêmicas (Anderson, 1981; Fine & Baraloto, 2016; Guevara *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2020) e muitas vezes indicam as campinaranas como origem ancestral de diversas linhagens amazônicas (Kubitzki, 1989b; Frasier *et al.*, 2008). Em uma análise quantitativa Oliveira-Filho *et al.*

(2021) mostraram que 42% das espécies encontradas em campinaranas são restritas a esse ecossistema. Já Costa *et al.* (2020), analisando cinco conjuntos de “ilhas” de campinaranas arbustivas ao longo da Amazônia, indicaram uma alta proporção de espécies (~74%) e gêneros (~50%) restritos a apenas uma das cinco áreas e apenas três espécies e 28 gêneros compartilhados entre elas. De fato, várias espécies de plantas e gêneros endêmicos desses ecossistemas são conhecidos, mas também há análises sugerindo que a maioria das espécies de campinarana são generalistas, ocorrendo em uma série de outros ecossistemas amazônicos e não amazônicos. García-Villacorta *et al.* (2016) analisaram um conjunto de áreas de campinaranas do oeste da Amazônia e concluíram que apenas 23% das espécies eram consideradas endêmicas. Demarchi *et al.* (2022), analisando diferentes fitofisionomias de campinarana na RDS Uatumã, mostraram uma proporção um pouco maior, onde cerca de 29% das espécies de campinarana foram consideradas endêmicas desse ecossistema. Em uma análise em larga escala, usando cerca de 1.500 parcelas florestais distribuídas por toda a Amazônia, ter Steege *et al.* (2013) apontaram que metade de todas as árvores em campinaranas pertencem a apenas 25 espécies, 15 das quais também são hiperdominantes em outras formações vegetais da Floresta Amazônica. Portanto, a proporção de espécies arbóreas especializadas e endêmicas em campinaranas amazônicas ainda é motivo de debate.

Embora espécies especialistas/endêmicas de campinarana apresentem proporcionalmente menos espécies nas comunidades, estas combinam elevada abundância, dominância e estoques de biomassa, desempenhando um papel ecológico importante dentro do ecossistema (Anderson *et al.*, 1975; Stropp *et al.*, 2011; Targhetta *et al.*, 2015; Demarchi *et al.*, 2018) que reflete o sucesso adaptativo dessas espécies. Em contraste, a maioria das espécies generalistas são frequentemente encontradas em densidades mais baixas dentro das comunidades de campinarana (García-Villacorta *et al.*, 2016; Demarchi *et al.*, 2022), o que pode ser explicado através das limitações para o crescimento e reprodução dessas espécies nesse ambiente hostil.

6.1 Briófitas

Em campinaranas, a estrutura da vegetação, o dossel baixo e a menor estratificação vertical do dossel, podem resultar em alta irradiação de luz e altas temperaturas, desfavorecendo as comunidades de briófitas (Cerqueira *et al.*, 2021). Embora poucas informações a respeito desse grupo estejam disponíveis para esses ambientes, as hepáticas se destacam como o grupo mais abundante e representativo (Benavides *et al.*, 2006; Cerqueira *et al.*, 2021). O alto número de espécies de hepáticas pode ser o resultado da estrutura da vegetação das campinaranas que permite a maior incidência de luz no chão da floresta e favorece o estabelecimento de epífitas típicas tolerantes à seca no sub-bosque da floresta (Lisboa, 1976b; Duque *et al.*, 2001; Benavides *et al.*, 2006).

6.2 Herbáceas

As comunidades herbáceas presentes em ambientes de campinaranas ainda são comparativamente pouco estudadas, embora sejam o componente dominante em campinaranas abertas e gramíneo-lenhosas (Veloza *et al.*, 1991; Vicentini, 2004; IBGE, 2012; Lopes *et al.*, 2021). Entre as herbáceas, de forma geral, representantes de Poaceae, Cyperaceae, Xyridaceae, Eriocaulaceae, Droseraceae e Lentibulariaceae se destacam, principalmente em áreas abertas onde ocorrem formando pequenas ilhas com a vegetação arbustiva (Vicentini, 2004; Daly *et al.*, 2016).

Já as herbáceas epífitas são relatadas como muito abundantes para as campinaranas amazônicas e sua maior abundância comparativamente com outros ecossistemas pode ser relacionada com a alta incidência de luz e lenta dinâmica desses ecossistemas (Martins & Matthes, 1978; Braga, 1982). Entre as epífitas vasculares, se destacam Orchidaceae, Bromeliaceae e Araceae como as famílias mais representativas em espécies e concentram mais de 70% da abundância de indivíduos epifíticos citados para o ambiente (Mari *et al.*, 2016; Klein *et al.*, 2022).

6.3 Lianas

Já em relação às lianas e trepadeiras, são um componente pouco representado nas campinaranas em comparação a outros ecossistemas florestais amazônicos (Anderson, 1981; Bongers *et al.*, 1985; Coomes & Grubb, 1996; Daly *et al.*, 2016). De forma geral, Gentry (1991) aponta que a riqueza e biomassa de lianas diminuem de áreas com solos mais ricos para solos mais pobres, sendo os solos arenosos de campinarana os ecossistemas indicados com a menor biomassa e riqueza. Bongers *et al.* (1985) mostram que as lianas em uma mancha de campinarana na Venezuela variaram de menos de 1% do total da comunidade em fisionomias arbustivas a 7% em fisionomias florestadas. Porém, a baixa representatividade em relação a outros hábitos dentro das campinaranas pode refletir o baixo número de estudos que analisam esse componente.

6.4 Arbóreas

As comunidades arbóreas em campinaranas geralmente apresentam alta dominância de poucas espécies, onde normalmente as cinco espécies mais abundantes ultrapassam 50% do total de indivíduos (Boubli, 2002; Fine *et al.*, 2010, 2011; Stropp *et al.*, 2011; Demarchi *et al.*, 2018). Esse padrão pode ser resultado das condições extremas do ambiente, como o oligotrofismo do solo, ou/e a distinta sazonalidade de saturação hídrica e déficit hídrico, condições para as quais poucas espécies conseguem desenvolver adaptações específicas suficientes para se estabelecerem e reproduzirem e, consequentemente, se tornarem dominantes no ambiente (Anderson, 1981; Adeney *et al.*, 2016). Essa hipótese leva em conta que para a espécie ser dominante deverá desenvolver certa especialização, porém, ter Steege *et al.* (1993) destacam que algumas espécies dominantes em campinaranas podem ser tanto generalistas quanto especialistas em

relação às características do solo, e a dominância pode estar ligada a outros fatores que promovam vantagens em relação a outras espécies, como a associação com fungos micorrízicos e bactérias fixadoras de nitrogênio conhecidas como rizóbios (Singer & Araujo, 1979; Roy *et al.*, 2016).

Embora em alguns levantamentos mais de 300 espécies arbóreas tenham sido encontradas (por exemplo, Campos 2017), a riqueza em campinaranas em geral é muito menor do que a relatada para florestas de terra firme, onde, em média, existem 100-250 espécies arbóreas por hectare (DAP ≥ 10 cm) (Pitman *et al.*, 2001; Duque *et al.*, 2017) e, em alguns casos, mais de 400 espécies arbóreas por hectare (Valencia *et al.*, 1994). Essa diferença pronunciada tanto na riqueza quanto na composição de espécies (Gentry, 1988; Fine *et al.*, 2011; Stropp *et al.*, 2011) pode ser explicada pelas condições ambientais extremas que os organismos habitando as campinaranas vivenciam ao longo do ano. Assim, a pobreza de nutrientes (Tiessen *et al.*, 1994; Luizão *et al.*, 2007; Mendonça *et al.*, 2015), seca durante os meses com menos precipitação devido às altas temperaturas, pouca capacidade de retenção de água dos solos arenosos (Coomes, 1997; Adeney *et al.*, 2016), e a inundação do sistema radicular durante os meses com alta precipitação (Reichardt *et al.*, 1975; Franco & Dezzio, 1994; Targhetta *et al.*, 2015) podem atuar como fortes filtros ambientais selecionando táxons com adaptações específicas a esse ecossistema.

Fabaceae é reportada como a família com a maior riqueza de espécies em diversos inventários em campinarana (Tabela 1), um padrão também encontrado para a maioria dos ecossistemas amazônicos (Gentry, 1988). Muitas espécies de Fabaceae podem fixar nitrogênio (Sprent, 2009), processo que pode desempenhar um papel importante em ecossistemas oligotróficos (Kreibich & Kern, 2003). Outras famílias importantes apontadas por diversos estudos em campinaranas são Annonaceae, Apocynaceae, Burseraceae, Clusiaceae, Chrysobalanaceae, Lauraceae, Rubiaceae e Sapotaceae (Fine *et al.*, 2010; Guevara *et al.*, 2016). Essas famílias formam um grupo que são as mais ricas em espécies em qualquer área de campinarana da região amazônica (Tabela 1) e em muitos outros tipos florestais. No entanto, outras famílias como Lecythidaceae, Meliaceae, Moraceae, Myristicaceae, Salicaceae, Urticaceae e Violaceae são proporcionalmente menos representativas em campinaranas em comparação com outros tipos de vegetação amazônica, como as florestas de terra firme e florestas de várzea (Stropp *et al.*, 2011; Wittmann *et al.*, 2006).

Tabela 1. Comparação entre estudos realizados em áreas de campinaranas na Amazônia brasileira.

Critério de amostragem: DAP= Diâmetro à altura do peito. Famílias mais representativas: Ann= Annonaceae; Apo = Apocynaceae; Are = Arecaceae; Bur = Burseraceae; Chr = Chrysobalanaceae; Clu = Clusiaceae; Eup = Euphorbiaceae; Fab = Fabaceae; Lau = Lauraceae; Lec = Lecythidaceae; Mal = Malpighiaceae; Malv = Malvaceae; Mel = Melastomataceae; Mor = Moraceae; Myri = Myristicaceae; Myr = Myrtaceae; Nyc = Nyctaginaceae; Och = Ochnaceae; Pen = Pentaphylacaceae; Rub = Rubiaceae; Sapi = Sapindaceae; Sap = Sapotaceae. (*) indica que a amostragem florística também foi realizada fora das parcelas para a preparação das listas de espécies.

Referência	Local:	N.º de famílias	N.º de gêneros	N.º de espécies	Área amostrada (ha)	Critério de amostragem (cm)	Famílias mais representativas
Boubli (2002)	PARNA Pico da Neblina	27	52	60	0.5	DAP ≥ 10	Fab., Rub., Sap., Clu., Eup., Lau., Lec.,
Campos (2017)	Paleocanal do Rio Cuieiras	57	170	324	6.2	DAP ≥ 2.5	Fab., Sap., Rub., Lau., Ann., Chr., Bur., Are., Apo., Clu.
Demarchi et al. (2018)	RDS do Tupé	40	86	140	2.25	DAP ≥ 5	Fab., Sap., Lau., Bur., Mor., Myr., Sapi., Apo., Rub., Clu., Chr.
Farroñay (2019)	RDS Rio Negro	46	118	205	0.3	DAP ≥ 1	Fab., Lau., Chr., Rub., Bur., Myr., Ann., Are., Sap., Mel.
Ferreira (1997)	Reserva da Campina	30	67	117	1.0	DAP ≥ 5	Fab., Sap., Lau., Mel., Rub., Bur., Chr., Sapi., Apo.
Gomes & Pinto (2015)	Suframa-Rio Preto da Eva	9	12	12	0.3	DAP ≥ 5	Fab., Sap., Pen., Och., Lau., Ann., Bur.
Stropp et al. (2011)	Alto Rio Negro / Içana	39	124	290	3.0	DAP ≥ 10	Fab., Sap., Eup., Ann., Bur., Clu., Chr., Myri., Mor., Lec.
Targhetta et al. (2015)	RDS Uatumã	38	87	122	3.0	DAP ≥ 10	Fab., Sap., Chr., Apo., Are., Malv., Myri.
Vicentini (2004)*	PARNA do Jaú	38	78	110	0.47	DAP ≥ 2.5	Fab., Rub., Sap., Lau., Clu., Bur., Mal., Mel., Ann., Eup.
Demarchi et al. (2022)*	RDS Uatumã	50	117	167	3.0	DAP ≥ 5	Fab., Rub., Chr., Sap., Are., Mel., Apo., Lau., Ann., Clu.
Demarchi et al. (não publicado)	Porto Trombetas	31	48	56	2.0	DAP ≥ 10	Fab., Chr., Sap., Bur., Lau., Eup., Myr., Sapi., Nyc.

*PARNA-Parque Nacional; RDS-Reserva de Desenvolvimento Sustentável

7. BIODIVERSIDADE ANIMAL

Relativamente poucos estudos sobre a biodiversidade animal são focados em ecossistemas de campinarana. A pobreza de nutrientes e consequente lenta dinâmica desses ecossistemas se refletem em uma produtividade comparativamente mais baixa, tanto vegetal quanto animal. Esse fato pode ser exemplificado em algumas áreas dominadas pelos ecossistemas oligotróficos de campinarana do alto Rio Negro, apontadas como “rios da fome” devido à dificuldade dos moradores locais de conseguir caçar e pescar nessas regiões (Castro, 1980; Chernela, 1989; Koch-Grünberg, 1995). Endo (2005), analisando a fauna cinegética (espécies que sofrem grande pressão de caça) por diferentes métodos de amostragem, encontrou 48 espécies de vertebrados, e mostrou que as campinaranas do alto Rio Negro possuem a mesma riqueza que as áreas de terra firme adjacentes, porém apresentam comparativamente valores muito menores de abundância. Esse mesmo autor mostra como pequenos aumentos populacionais dentro de comunidades indígenas influenciam diretamente a abundância da fauna cinegética da região.

Boubli (2002), avaliando a comunidade de plantas de campinarana nas terras baixas do Parque Nacional (Parna) Pico da Neblina, sugere que a consequente baixa disponibilidade de frutos carnosos nas campinaranas florestais é um possível fator contribuinte para a baixa abundância e diversidade de primatas observada. Azevedo *et al.* (2017) encontraram nove espécies de primatas no Parna Viruá, porém Pontes *et al.* (2012), estudando os primatas nesse mesmo parque, mostraram que as campinaranas apresentaram uma baixíssima taxa de avistamentos de primatas quando comparadas às florestas de terra firme locais, onde somente campinaranas florestadas e áreas de transição com a terra firme foram utilizadas pelos primatas. As campinaranas do município de Manaus também são importantes habitats de uma das espécies de primatas mais ameaçadas no mundo, o sauí-de-coleira (*Saguinus bicolor*) (Gordo *et al.*, 2019).

Como relatado para a comunidade vegetal, as campinaranas apresentam uma avifauna relativamente pobre quando comparada a outros ecossistemas amazônicos, porém exibe composição de espécies distinta com grande variação de composição entre as diferentes manchas ao longo da Amazônia (Borges, 2004; Borges *et al.*, 2016; Capurucho *et al.*, 2020). Macedo e Prance (1978) relatam como as estratégias de dispersão da comunidade vegetal de uma campinarana de Manaus está restrita à zoocoria, sendo ornitocoria a mais representativa, mostrando o importante papel da avifauna nesses ecossistemas. Guilherme e Borges (2011), estudando a avifauna de um enclave de campinarana no Acre, encontraram 114 espécies, sendo seis espécies endêmicas das campinaranas dessa região. Borges (2004), estudando as campinaranas do Parna Jaú, encontrou 128 espécies de aves, sendo 94 em fisionomias florestadas e 55 em fisionomias arbustivas, e ao menos 14 espécies aparentam ser localmente restritas. Borges *et al.* (2016), analisando o contexto de paisagens em quatro regiões diferentes da Amazônia brasileira, mostraram que o tamanho da mancha, proximidade entre elas e a proximidade dos maiores rios

explicam a variação da composição de espécies e diversidade da avifauna. Capurucho *et al.* (2013) demonstraram como as matas de terra firme são barreiras para a dispersão de *Xenopipo atronitens*, uma ave especialista de campinaranas, e como os ciclos glaciais do Pleistoceno influenciaram a expansão e retração de habitats e consequente história demográfica dessa espécie.

Em relação a outros grupos, como artrópodes, os estudos realizados ainda não permitem elucidar padrões específicos para os ecossistemas de campinarana.

8. USOS E AMEAÇAS

A vegetação de campinarana é muito expressiva na bacia do Rio Negro e em seus afluentes, rios que se caracterizam pela coloração da água escura, extremamente ácida e pobre em nutrientes (Sioli, 1983; Junk *et al.*, 2011). Essa pobreza de nutrientes dos rios, com o oligotrofismo dos solos (Luizão *et al.*, 2007; Mendonça *et al.*, 2015; Damasco *et al.*, 2013), elevada dominância, escleromorfismo e baixa produtividade vegetal (Martins & Matthes, 1978; Anderson, 1981; Vicentini 2004; Fine *et al.*, 2010; Stropp *et al.*, 2011), fazem das campinaranas ecossistemas frágeis, apresentando lenta capacidade de recuperação ante a distúrbios e, consequentemente, constituindo-se em ecossistemas não indicados a atividades econômicas de grande escala.

As populações tradicionais e os povos indígenas usam áreas de campinarana para a agricultura de pequena escala focada em poucas culturas (abacaxi, mandioca), extrativismo e, também, para a caça de subsistência (Chernela, 1989; Moran, 1991; Endo, 2005). Os solos arenosos e pobres em nutrientes das campinaranas limitam a agricultura a ciclos de cultivo de curta duração e baixa produtividade. No contexto do extrativismo, Demarchi (2014) analisou o uso da vegetação de campinarana por comunidades ribeirinhas da RDS do Tupé, e mostrou que os moradores conheciam usos para 105 espécies arbóreas de campinaranas, com os usos madeireiros e alimentícios sendo os mais citados e as famílias Fabaceae, Lauraceae, Arecaceae, Sapotaceae e Apocynaceae as mais ricas em espécies úteis.

As ameaças aos ecossistemas de campinarana irão variar principalmente com a proximidade de centros urbanos, grandes rios e rodovias. Dentre as principais atividades que causam riscos a esses ecossistemas podemos citar a extração ilegal de areia, principalmente próximo a grandes centros urbanos ao longo de toda a Amazônia, para o abastecimento da construção civil local (Ferreira *et al.*, 2013; Almeida *et al.*, 2022); o desmatamento consequente da expansão urbana de condomínios chácaras e bairros periféricos de cidades como Manaus, Belém, Santarém, Humaitá, dentre outras; a formação de grandes reservatórios para a produção de energia e consequente supressão e alagamento de áreas de campinarana, como a Usina Hidrelétrica de Balbina; a exploração seletiva de espécies florestais com potencial madeireiro,

com a exploração focada em poucas espécies com valor comercial para abastecer os mercados locais, podendo colocar em risco populações de espécies com distribuição restrita (Demarchi *et al.*, 2019; Almeida *et al.*, 2022); a expansão dos plantios de dendê (*Elaeis guineensis*) no sul de Roraima, uma das únicas espécies que se adequaram aos solos arenosos em plantios de grande escala, gerando conflitos fundiários e invasões de Terras Indígenas (Lonova, 2021) (Figura 5); e a construção, aumento e a revitalização da malha viária em municípios amazônicos, ocasionando a chegada e expansão de atividades predatórias diversas. Nesse contexto, vale mencionar a construção da BR-163 e da BR-230, o asfaltamento e revitalização da BR-319, e os projetos para a finalização da BR-210, conhecida como Perimetral Norte, pois tais projetos geram grande apelo para a sociedade civil e podem ter consequências catastróficas para a Floresta Amazônica (Oliveira *et al.*, 2021; Fearnside, 2022). Outros fatores de risco a esses ecossistemas são os incêndios frequentes que podem mudar a estrutura, composição de espécies, o microclima e toda a ciclagem de nutrientes do ecossistema, o tornando mais simplificado e susceptível a novas queimadas e ocupação por espécies mais generalistas (Heyligers, 1963; Adeney, 2009; Costa *et al.*, 2023); as mudanças climáticas globais, cujas consequências irão diferir dependendo da região da Bacia Amazônica, mas, no geral, podem deixar as campinaranas mais vulneráveis a períodos mais extensos de secas, podendo mesmo ocasionar a morte de algumas espécies e gerar condições mais propícias a grandes incêndios florestais, principalmente em anos de El Niño (Aragão *et al.*, 2013).

O aumento de temperatura é realidade em toda a Bacia Amazônica, porém de forma mais expressiva durante a estação seca e mais pronunciado nas regiões leste e sul em consequência de processos de retroalimentação entre desmatamento de larga escala e o clima por alteração da interação entre atmosfera e biosfera (Marengo *et al.*, 2021). Simultaneamente, a Bacia Amazônica está passando por um aumento de chuva na região norte durante as últimas décadas, enquanto na região sul da Amazônia há um aumento da estação seca e diminuição de chuvas nesse período (Espinoza *et al.*, 2018; Marengo *et al.*, 2019, 2021). Ou seja, enquanto nas grandes formações e complexos de campinaranas no nordeste da Amazônia (Branco-Negro) um aumento de chuvas é observado com pequenas altas de temperatura, as campinaranas localizadas na região sul (Tapajós, Madeira-Purus) estão passando por um aumento de condições secas e temperatura. Assim, as ameaças de campinaranas variam enormemente na Bacia Amazônica. Principalmente na região sul, as sinergias entre mudanças do clima (aumento de temperatura e seca) e mudanças do uso de terra (principalmente desmatamento associado com fogos e reservatórios de usina hidrelétricas) são uma forte ameaça para a biodiversidade e o funcionamento integral desse ecossistema vulnerável.

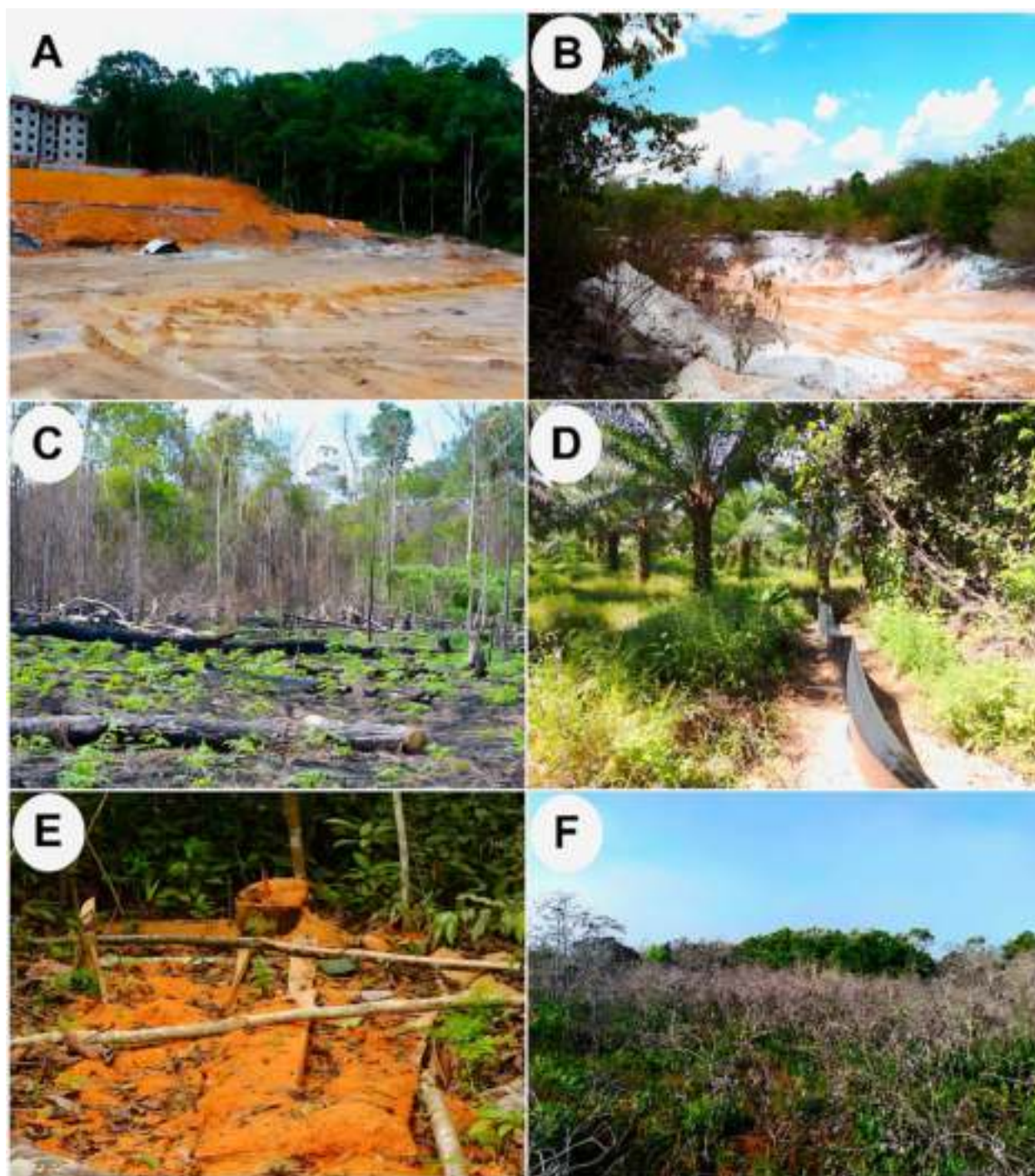


Figura 5. Registros de diferentes impactos nas campinaranas de diferentes locais da Amazônia. Sendo: (A) Retirada de campinarana florestada para a expansão de condomínios em bairros periurbanos do município de Manaus-AM. (B) Retirada de areia de uma campinarana arbustiva para a construção civil no município de São Sebastião do Uatumã-AM. (C) Queima e posterior retirada da vegetação para agricultura de subsistência em uma campinarana florestada do município de Mâncio Lima-AC. (D) Plantação de dendê em grande escala em terreno antes ocupado por campinaranas no município de Rorainópolis-RR. (E) Extração seletiva de madeira (louro – *Ocotea* sp.) em uma campinarana florestada no município de Mâncio Lima-AC. (F) Campinarana arbustiva após ação de um incêndio no município de Mâncio Lima-AC. Fotos: (A) Daniel Praia P. Aguiar; (B) Viviane P. Klein, (C), (E) e (F) Marllus Rafael N. Almeida; (D) Kelly Torralvo.

9. PROTEÇÃO AMBIENTAL

Historicamente, a vegetação de campinarana não tem ganhado prioridade nas políticas de conservação. Não há dados compilados do total de áreas de campinarana que estão protegidas dentro de Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs), uma vez que muitas áreas são fragmentadas, de pequena extensão e, muitas vezes, de difícil detecção e contabilização. Considerando a bacia do Rio Negro como a área *core* de maior extensão das campinaranas amazônicas, na porção do alto Rio Negro, na região conhecida como Cabeça do Cachorro, onde grandes áreas contínuas são encontradas, a grande maioria estão protegidas dentro de Parnas e principalmente de TIs, e poucas ameaças a essas áreas são contabilizadas para essa região. No médio Rio Negro, apesar da existência de grandes áreas protegidas em UCs de diferentes categorias e TIs, os grandes complexos de campinaranas com origem eólica e aluvial das bacias dos rios Aracá e Demini se encontram sem nenhum tipo de proteção. No baixo Rio Negro, as áreas de campinarana ocorrem em menor extensão, como manchas em pequenas áreas de solos arenosos, e diversas UCs, tanto de Proteção Integral quanto de Uso Sustentável, estão distribuídas, porém, muitas pequenas manchas, principalmente ao longo da BR-174, estão sem proteção e enfrentam ameaças, principalmente pela retirada de areia para a construção civil.

No estado de Roraima, principalmente em sua porção sul, ao longo da bacia do Rio Branco, onde áreas de campinaranas são dominantes, UCs de Proteção Integral como o Parna do Viruá e da Serra da Mocidade e a TI Waimiri-Atroari e Yanomami representam importantes áreas de proteção para as campinaranas, mesmo assim, grandes áreas desse ecossistema permanecem sem proteção, enfrentando uma crescente ameaça principalmente de atividades agrícolas como plantio de dendê (Lonova 2021). Ao sul da Bacia Amazônica, as campinaranas ocorrem de forma mais fragmentada com destaque para as áreas no interflúvio Purus-Madeira, onde diversas UCs foram criadas principalmente para a proteção de áreas florestais ao longo da BR-319, que enfrentam o crescimento da grilagem de terras conforme a pressão para o asfaltamento dessa rodovia aumenta.

Situação bem mais complexa enfrentam as áreas de campinarana na região do arco do desmatamento no sul do estado do Amazonas e na divisa com os estados de Rondônia e Acre. Nessa região, é importante citar grandes maciços de campinarana como as que ocorrem nos Parnas dos Campos Amazônicos e Mapinguari. Diversos municípios dessa região enfrentam altas taxas de desmatamento e grilagem de terras, dentre outras atividades ilegais, além disso, mesmo em áreas protegidas são registrados aumentos nas taxas de desmatamento (Santos Junior *et al.*, 2018). Assim como no sul do Amazonas, as campinaranas no estado do Pará ocorrem de forma fragmentada frequentemente em pequenas áreas, aqui vale ressaltar áreas expressivas ao longo da Bacia do Rio Tapajós e áreas protegidas dentro da TI Munduruku e o Parna do Jamanxim. Ferreira

et al. (2013) citam diversos municípios ao longo da calha dos rios Amazonas, Tapajós e Tocantins onde várias manchas de campinaranas estão fora de áreas protegidas e enfrentam sérias ameaças como queimadas, desmatamento e retirada ilegal de areia. Para outros estados onde também ocorrem campinaranas, porém em menor extensão, como o Amapá, norte de Mato Grosso e leste do Maranhão, informações básicas como a ocorrência e extensão dessas áreas são esparsas, não permitindo uma avaliação sobre seu estado de conservação.

10. DISCUSSÃO E RECOMENDAÇÕES

As campinaranas são ambientes únicos que têm despertado a atenção há décadas por suas peculiaridades, especialmente pela sua composição florística única com fisionomia escleromórfica e uma biota pobre, mas rica em endemismos. Os padrões florísticos, estruturais e a ocorrência das campinaranas variam ao longo da Bacia Amazônica, essas diferenças estão fortemente relacionadas às variações edáficas e da profundidade do lençol freático. Contudo, a origem geológica, a história evolutiva e o uso da terra também têm um importante papel na estrutura e distribuição dos táxons.

No contexto da categorização desses ecossistemas, vale destacar que somente as campinaranas com afloramento do lençol freático se encaixam no conceito de áreas úmidas definido por Junk *et al.* (2014). O mapeamento das campinaranas, diferenciando áreas com afloramento do lençol freático de outras que não são áreas úmidas ainda é um desafio, mas os avanços tecnológicos de sensoriamento remoto e geoprocessamento permitem cada vez mais mapeamentos mais sofisticados de áreas que sofrem inundação (Fleischmann *et al.*, 2021). Mesmo que algumas fitofisionomias de campinaranas não sejam influenciadas por inundações ou encharcamento podemos aplicar o conceito da paisagem úmida (PU) para esses ambientes. Isso inclui também macro-hábitats permanentemente terrestres existentes na PU que são de suma importância para a manutenção da sua biodiversidade e do funcionamento integral da PU (Junk *et al.*, 2014). Dessa forma, as PUs são compostas por vários macro-hábitats na ATTZ (Aquatic Terrestrial Transition Zone) cobrindo todo o gradiente hidrológico, desde uma condição permanentemente aquática a uma permanentemente terrestre, que apresentam interações e necessitam de uma abordagem holística e inclusiva.

Apesar das diversas propostas de classificação das campinaranas ao longo da Bacia Amazônica (Anderson *et al.*, 1975; Braga, 1979; Veloso *et al.*, 1991; Junk *et al.*, 2011; IBGE 2012; Demarchi *et al.*, 2022), a falta de uma classificação que abranja a totalidade da heterogeneidade ambiental desses ecossistemas, considerando aspectos fisionômicos, geológicos, climáticos, topográficos e edáficos ainda é latente. Com uma classificação abrangente, poderemos melhorar o conhecimento sobre como esses ecossistemas funcionam e qual o seu papel na biogeografia da Amazônia.

As comunidades vegetais de campinarana vêm sendo mais bem compreendidas, principalmente com o aumento dos estudos realizados nas últimas décadas. Ao mesmo tempo que dezenas de espécies novas vêm sendo descritas e alguns padrões ecológicos sendo apontados, a maioria dos inventários de campinarana estão concentrados em poucas áreas, geralmente próximas a cidades e centros de pesquisa, enquanto grandes lacunas de amostragem existem em muitos locais remotos ao longo de toda a Amazônia (Hopkins, 2007, 2019).

Um aspecto comum a todas as campinaranas são as ameaças às quais essas áreas são submetidas, pois mesmo manchas isoladas de difícil acesso podem estar sujeitas a incêndios (Adeney *et al.*, 2009); já as áreas próximas a cidades, rodovias e grandes rios estão sujeitas a diversas ameaças, o que as torna ainda mais vulneráveis. Nesse sentido, considerando as ameaças às quais esses ecossistemas estão sujeitos e a falta de estudos em diversos aspectos ecológicos e taxonômicos, tanto da flora quanto da fauna, algumas recomendações são sugeridas, particularmente mediante o financiamento e incentivo a atividades específicas de pesquisa:

- Pesquisas de base visando principalmente à amostragem de campinaranas isoladas em áreas com grandes lacunas amostrais, permitindo a descrição de novas espécies, traçar a distribuição de muitas delas e, ao mesmo tempo, gerar informações que possam trazer à tona padrões ecológicos e o refinamento de uma classificação abrangente para um melhor entendimento desses ecossistemas.
- Pesquisas buscando o aprimoramento do mapeamento das campinaranas em escala mais fina através de diferentes métodos (sensoriamento remoto, drones, câmeras termais, dentre outros), acompanhados por estudos de validação em campo, permitindo, assim, uma quantificação precisa da extensão e dos impactos humanos nesses ecossistemas.
- Pesquisas que visem entender a dinâmica de adaptação desses ecossistemas a extremos climáticos, os limites fisiológicos, tanto das espécies da flora quanto da fauna, e a modelagem de distribuição de espécies ante a cenários de mudanças do clima.
- Pesquisas que visem ao desenvolvimento de técnicas de recuperação de áreas degradadas adaptadas às particularidades dos ecossistemas de campinarana, uma vez que os solos arenosos, pobres em nutrientes e, conseqüentemente, de lenta dinâmica, tornam a recuperação dessas áreas difícil.

Esses avanços sugeridos permitirão a criação de políticas públicas que levem em conta as diferentes ameaças a esses ecossistemas e visem às condições específicas para sua conservação, bem como a criação de novas áreas de proteção que abranjam grandes áreas de campinaranas ainda não protegidas (ex.: campinaranas ao longo dos rios Aracá, Demini e Branco) e regiões onde elas estão em maior grau de ameaça (ex.: campinaranas no arco do desmatamento no sul do estado do Amazonas, norte de Roraima e nordeste do Acre).

REFERÊNCIAS

- Abraão, M.B., Nelson, B.W., Baniwa, J.C., Yu, D.W. & Shepard Jr, G.H. (2008). Ethnobotanical ground-truthing: indigenous knowledge, floristic inventories and satellite imagery in the upper Rio Negro, Brazil. *Journal of Biogeography* 35(12): 2237–2248. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01975.x>
- Adeney, J.M., Christensen, N.L. & Pimm, S.L. (2009). Reserves protect against deforestation fires in the Amazon. *PLoS One*, 4(4): e5014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005014>
- Adeney, J.M., Christensen, N.L., Vicentini, A. & Cohn-Haft, M. (2016). White-sand Ecosystems in Amazonia. *Biotropica* 48(1): 7–23. <https://doi.org/10.1111/btp.12293>
- Almeida, M.R.N., Oliveira, I., Costa, J.G., Silva, T.T.S., Silva, S.S., Melo, A.W.F. (2022). Ameaças à conservação do ecossistema das campinaranas no extremo oeste do estado do Acre. In: Liesenfeld, M.V.A., Souza, R.M., Silva, J.A.C., Araújo, E.A. (Orgs): *Ciências ambientais na Amazônia. Stricto Sensu*, Rio Branco, pp. 11–25. <https://doi.org/10.35170/ss.ed.9786586283761.01>
- Anderson, A.B. (1981). White-sand vegetation of Brazilian Amazonia. *Biotropica* 13(3): 199–210. <https://doi.org/10.2307/2388125>
- Anderson, A.B., Prance, G.T. & Albuquerque, B.W.P. (1975). Estudos sobre a vegetação das Campinas Amazônicas - III. A vegetação lenhosa da Campina da Reserva Biológica INPA - SUFRAMA (Manaus - Caracará, km 62). *Acta Amazonica* 5(3): 225–246. <https://doi.org/10.1590/1809-43921975053225>
- Aragão, L.E.O.C., Shimabukuro, Y.E., Cardoso, M., Anderson, L.O., Lima, A. & Poulter, B. (2013). Frequência de queimadas durante secas recentes. In: Borma, L.S., Nobre, C.A. (Orgs.): *Secas na Amazônia: causas e consequências*. Oficina de Textos, São Paulo, pp. 165–179.
- Azevedo, R.B., Vidal, M.D., Fialho, M.S., Rossato, R.S., Sampaio, R. & Röhe, F. (2011). Primatas do Parque Nacional do Viruá, Caracará - Roraima. *Biodiversidade Brasileira* 7(2): 23–33.
- Benavides, J.C., Duque, A., Duivenvoorden, J.F. & Cleef, A.M. (2006). Species richness and distribution of understory bryophytes in different forest types in Colombia Amazonia. *Journal of Bryology* 28: 182–189. <https://doi.org/10.1179/174328206X120040>
- Bongers, F., Engelen, D. & Klinge, H. (1985). Phytomass structure of natural plant communities on spodosols in southern Venezuela: the Bana woodland. *Vegetatio* 63(1): 13–34. <https://doi.org/10.1007/BF00032183>
- Borges, S.H. (2004). Species poor but distinct: bird assemblages in white sand vegetation in Jaú National Park, Brazilian Amazon. *Ibis* 146(1): 114–124. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00230.x>
- Borges, S.H., Cornelius, C., Moreira, M., Ribas, C. C., Conh-Haft, M., Capurcho, J. M., Vargas, C. & Almeida, R. (2016). Bird communities in Amazonian white-sand vegetation patches: effects of landscape configuration and biogeographic context. *Biotropica* 48(1): 121–131. <https://doi.org/10.1111/btp.12296>
- Boubli, J.P. (2002). Lowland floristic assessment of Pico da Neblina National Park, Brazil. *Plant Ecology* 160(2): 149–167. <https://doi.org/10.1023/A:1015832811209>
- Braga, P.I.S. (1979). Subdivisão fitogeográfica, tipos de vegetação, conservação e inventário florístico da floresta amazônica. *Acta Amazonica* 9(4 suppl.1): 53–80. <https://doi.org/10.1590/1809-43921979094s053>
- Braga, P.I.S. (1982). Aspectos biológicos das Orchidaceae em uma campina da Amazônia Central. II- Fitogeografia das campinas da Amazônia Brasileira. Tese de Doutorado em Botânica. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Buscardo, E., Nardoto, G., Luizão, F., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Wittmann, F., Doughty, C.E., Quesada, C.A. & Nagy, L. (2016). The biogeochemistry of the main forest vegetation types in Amazonia. In: Nagy, L., Forsberg, B. & Artaxo, P. (eds): *Interactions between biosphere, atmosphere and human land use in the Amazon Basin*. Ecological Studies, vol 227. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-49902-3_11

Cai, W., McPhaden, M.J., Grimm, A.M., Rodrigues, R.R., Taschetto, A.S., Garreaud, R.D., Dewitte, B., Poveda, G., Ham, Y.-G., Santoso, A., Ng, B., Anderson, W., Wang, G., Geng, T., Jo, H.-S., Marengo, J.A., Alves, L.M., Osman, M., Li, S., Wu, L., Karamperidou, C., Takahashi, K. & Vera, C. (2020). Climate impacts of the El Niño–Southern Oscillation on South America. *Nature Reviews Earth & Environment* 1: 215–231. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0040-3>

Campos, P. (2017). Pequenas variações na fertilidade em solos oligotróficos melhor explicam a estrutura e composição florística em Campinaranas florestadas na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado em Botânica. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.

Capurro, J.M.G., Cornelius, C., Borges, S.H., Cohn-Haft, M., Aleixo, A., Metzger, J. P. & Ribas, C.C. (2013). Combining phylogeography and landscape genetics of *Xenopipo atronitens* (Aves: Pipridae), a white sand campina specialist, to understand Pleistocene landscape evolution in Amazonia. *Biological Journal of the Linnean Society* 110(1): 60–76. <https://doi.org/10.1111/bij.12102>

Capurro, J.M.G., Borges, S.H., Cornelius, C., Vicentini, A., Prata, E.M.B., Costa, F.M., Campos, P., Sawakuchi, A.O., Rodrigues, F., Zular, A., Aleixo, A., Bates, J.M. & Ribas, C.C. (2020). Patterns and processes of diversification in Amazonian white sand ecosystems: Insights from birds and plants. In: Rull, V. & Carnaval, A.C. (Eds.): *Neotropical diversification: Patterns and processes*. Springer, pp. 245–270. https://doi.org/10.1007/978-3-030-31167-4_11

Carneiro Filho, A., Schwartz, D., Tatum, S.H. & Rosique, T. (2002). Amazonian Paleodunes Provide Evidence for Drier Climate Phases during the Late Pleistocene–Holocene. *Quaternary Research* 58(2): 205–209. <https://doi.org/10.1006/qres.2002.2345>

Carneiro Filho, A., Tatum, S.H. & Yee, M. (2003). Dunas fósseis na Amazônia. *Ciência Hoje* 32(191): 24–29.

Cerqueira, G.R., Sierra, A.M., Ilkiu-Borges, A.L., Mota-de-Oliveira, S. & Zartman, C.E. (2021). Unveiled diversity: Amazonian Campinaranas harbor twice the number of bryophyte species recorded in the last century. *Acta Botanica Brasiliica* 35(3): 418–431. <https://doi.org/10.1590/0102-33062020abb0428>

Chernela, J. (1989). Managing rivers of hunger: the Tukano of Brazil. *Advances in Economic Botany* 7: 238–248.

Coomes, D.A. (1997). Nutrient status of Amazonian caatinga forests in a seasonally dry area: nutrient fluxes in litter fall and analyses of soils. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 831–839. <https://doi.org/10.1139/x97-008>

Coomes, David A. & Grubb, P.J. (1996). Amazonian caatinga and related communities at La Esmeralda, Venezuela: forest structure, physiognomy and floristics, and control by soil factors. *Vegetatio* 122(2): 167–191. <https://doi.org/10.1007/BF00044699>

Costa, F.M., Terra-Araújo, M.H., Zartman, C.E., Cornelius, C., Carvalho, F.A., Hopkins, M.J.G., Viana, P.L., Prata, E.M.B. & Vicentini, A. (2020). Islands in a green ocean: Spatially structured endemism in Amazonian white-sand vegetation. *Biotropica* 52(1): 34–45. <https://doi.org/10.1111/btp.12732>

Costa, J.G., Fearnside, P.M., Oliveira, I., Anderson, L.O., Aragão, L.E.O.C., Almeida, R.M.N., Clemente, F.S., Nascimento, E.S., Souza, G.C., Karloski, A., Melo, A.W.F., Araújo, E.A., Souza, R.O., Graça, P.M.L.A. & Silva, S.S. (2023) Forest degradation in the southwest Brazilian Amazon: Impact on tree species of economic interest and traditional use. *Fire* 234(6): 1–15. <https://doi.org/10.3390/fire6060234>

Costa, S.M., Barbosa, T.D.M., Bittrich, V. & Amaral, M.C.E. (2016). Floristic survey of herbaceous and subshrubby aquatic and palustrine angiosperms of Viruá National Park, Roraima, Brazil. *PhytoKeys* 58(1): 21–48. <https://doi.org/10.3897/phytokeys.58.5178>

Daly, D.C., Silveira, M., Medeiros, H., Castro, W. & Obermüller, F.A. (2016). The white-sand vegetation of Acre, Brazil. *Biotropica* 48(1): 81–89. <https://doi.org/10.1111/btp.12307>

Damasco, G., Vicentini, A., Castilho, C.V., Pimentel, T.P. & Nascimento, H.E.M. (2013). Disentangling the role of edaphic variability, flooding regime and topography of Amazonian white-sand vegetation. *Journal of Vegetation Science* 24(2): 384–394. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01464.x>

Demarchi, L.O. (2014). Composição, conhecimento e uso de plantas de Campinarana por moradores da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Tupé – Amazônia Central. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.

- Demarchi, L.O., Scudeller, V.V., Moura, L.C., Dias-Terceiro, R.G., Lopes, A., Wittmann, F.K. & Piedade, M.T.F. (2018). Floristic composition, structure and soil-vegetation relations in three white-sand soil patches in central Amazonia. *Acta Amazonica* 48(1): 46–56. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201603523>
- Demarchi, L.O., Scudeller, V.V., Moura, L.C., Lopes, A. & Piedade, M.T.F. (2019). Logging impact on amazonian white-sand forests: Perspectives from a sustainable development reserve. *Acta Amazonica* 49(4): 316–323. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201802332>
- Demarchi, L.O., Klein, V.P., Aguiar, D.P.P., Marinho, L.C., Ferreira, M.J., Lopes, A., Cruz, J., Quaresma, A.C., Schöngart, J., Wittmann, F. & Piedade, M.T.F. (2022). The specialized white-sand flora of the Uatumã Sustainable Development Reserve, central Amazon, Brazil. *Check List* 18(1): 187–217. <https://doi.org/10.15560/18.1.187>
- Dubroeuq, D. & Volkoff, B. (1998). From Oxisols to Spodosols and Histosols: evolution of the soil mantles in the Rio Negro basin (Amazonia). *Catena* 32: 245–280. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(98\)00045-9](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(98)00045-9)
- Duque A., Sánchez, M., Cavelier, J., Duivenvoorden, J.F., Miranã, P., Miranã, J. & Matapí, A. (2001). Relación bosque-ambiente en el Medio Caquetá, Amazonía Colombiana. In: Duivenvoorden, J.F., Balslev, H., Cavelier, J., Grandez, C., Tuomisto, H. & Valencia, R. (eds): *Evaluación de recursos vegetales no maderables en la Amazonía noroccidental*. Amsterdam: Universiteit van Amsterdam, pp. 99–130.
- Duque, A., Muller-Landau, H.C., Valencia, R., Cardenas, D., Davies, S., Oliveira, A., Pérez, Á.J., Romero-Saltos, H. & Vicentini, A. (2017). Insights into regional patterns of Amazonian forest structure, diversity, and dominance from three large terra-firme forest dynamics plots. *Biodiversity and Conservation* 26(3): 669–686. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1265-9>
- Eiten, G. (1978). Delimitation of the Cerrado concept. *Plant Ecology* 36: 169–178. <https://doi.org/10.1007/BF02342599>
- Endo, W. (2005). *Campinarana e índios Baniwa: Influências ambientais e culturais sobre a comunidade de vertebrados terrestres no alto Rio Negro, AM*. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Espinoza, J.C., Ronchail, J., Marengo, J.A. & Segura, H. (2019). Contrasting North–South changes in Amazon wet-day and dry-day frequency and related atmospheric features (1981–2017). *Climate Dynamics* 52: 5413–5430. <https://doi.org/10.1007/s00382-018-4462-2>
- Farroñay, F.J.P. (2019). *Composição florística e estrutura de campinaranas na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Rio Negro, Amazônia central*. Dissertação de Mestrado em Botânica. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Fearnside, P.M. (2022). Amazon environmental services: Why Brazil's Highway BR-319 is so damaging. *Ambio* 51: 1367–1370. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01718-y>
- Ferreira, C.A.C. (1997). *Variação florística e fisionômica da vegetação de transição Campina, Campinarana e floresta de Terra Firme na Amazônia Central, Manaus (AM)*. Dissertação de Mestrado em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco.
- Ferreira, L.V., Chaves, P.P., Cunha, D.A., Rosário, A.S. & Parolin, P. (2013). A extração ilegal de areia como causa do desaparecimento de campinas e campinaranas no estado do Pará, Brasil. *Pesquisas, Botânica* 64: 157–173.
- Fine, P.V.A. & Baraloto, C. (2016). Habitat endemism in white-sand forests: Insights into the mechanisms of lineage diversification and community assembly of the Neotropical flora. *Biotropica* 48(1): 24–33. <https://doi.org/10.1111/btp.12301>
- Fine, P.V.A., Miller, Z.J., Mesones, I., Irazuzta, S., Appel, H.M., Stevens, M.H.H., Sääksjärvi, I., Schultz, J.C. & Coley, P.D. (2006). The growth–defense trade-off and habitat specialization by plants in Amazonian forests. *Ecology* 87(7): S150–S162. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[150:TGTAHS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[150:TGTAHS]2.0.CO;2)
- Fine, P.V.A., García-Villacorta, R., Pitman, N.C.A., Mesones, I. & Kembel, S.W. (2010). A floristic study of the white-sand forests of Peru. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 97(3): 283–305. <https://doi.org/10.3417/2008068>

- Fine, P.V.A. & Kembel, S.W. (2011). Phylogenetic community structure and phylogenetic turnover across space and edaphic gradients in western Amazonian tree communities. *Ecography* 34(4): 552–565. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06548.x>
- Fleischmann, A.S., Brêda, J.P.B., Rudorff, C., Paiva, R.C.D., Collischonn, W., Papa, F. & Ravello, M.M. (2021). River flood modeling and remote sensing across scales: lessons from Brazil. In: Schumann, G. J-P. (ed): *Earth Observation for Flood Applications*. Elsevier, pp. 61–103. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819412-6.00004-3>
- Flores, B.M. & Holmgren, M. (2021). White-sand savannas expand at the core of the Amazon after forest wild-fires. *Ecosystems* 24: 1624–1637. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00607-x>
- Franco, W. & Dezzio, N. (1994). Soils and soil water regime in the Terra Firme-Caatinga forest complex near San Carlos de Rio Negro, State of Amazonas, Venezuela. *Interciencia* 19(6): 305–316.
- Frasier, C.L., Albert, V.A. & Struwe, L. (2008). Amazonian lowland, white sand areas as ancestral regions for South American biodiversity: Biogeographic and phylogenetic patterns in *Potalia* (Angiospermae: Gentianaceae). *Organisms Diversity & Evolution* 8(1): 44–57. <https://doi.org/10.1016/j.ode.2006.11.003>
- García-Villacorta, R., Dexter, K.G. & Pennington, T. (2016). Amazonian white-sand forests show strong floristic links with surrounding oligotrophic habitats and the Guiana Shield. *Biotropica* 48(1): 47–57. <https://doi.org/10.1111/btp.12302>
- Gentry, A.H. (1988). Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75(1): 1–34. <https://doi.org/10.2307/2399464>
- Gentry, A.H. (1991). The distribution and evolution of climbing plants. In: Putz, F.E. & Mooney, H.A. (eds): *The biology of vines*. Cambridge University Press, pp. 3–52.
- Gomes, I.B. & Pinto, L.A.A. (2015). Análise fitossociológica do estrato arbóreo de uma campinarana no alto Rio Preto da Eva, Amazonas. *Revista Igapó* 9(1): 32–42.
- Gordo, M., Jerusalinsky, L., Mittermeier, R.A., Rohe, F., Boubli, J., Subirá, R. & Vidal, M. (2019). *Saguinus bicolor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T40644A17931870. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T40644A17931870.en>
- Goulding, M., Carvalho, M.L. & Ferreira, E. (1988). Rio Negro: rich life in poor water. Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities. SPB Academic Publishing.
- Guevara, J.E., Damasco, G., Baraloto, C., Fine, P.V.A., Peñuela, M.C., Castilho, C., Vincentini, A., Cárdenas, D., Wittmann, F., Targhetta, N., Phillips, O., Stropp, J., Amaral, I., Maas, P., Monteagudo, A., Jimenez, E.M., Thomas, R., Brien, R., Duque, Á., ... & ter Steege, H. (2016). Low phylogenetic beta diversity and geographic neo-endemism in Amazonian white-sand forests. *Biotropica* 48(1): 34–46. <https://doi.org/10.1111/btp.12298>
- Guilherme, E. & Borges, S. H. (2011). Ornithological records from a campina/campinarana enclave on the upper Juruá River, Acre, Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology*, 123(1), 24–32. <https://doi.org/10.1676/10-036.1>
- Guimarães, F.S. & Bueno, G.T. (2015). As campinas e campinaranas amazônicas. *Caderno de Geografia* 26(45): 113–133. <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2016v26n45p113>
- Hammond, David, S. & ter Steege, H. (1998). Propensity for fire in Guianan rainforests. *Conservation Biology* 12(5): 944–947. <https://www.jstor.org/stable/2387565>
- Heyligers, P. C. (1963). Vegetation and soil of a white-sand savanna in Suriname. *Mededelingen van Het Botanisch Museum En Herbarium van de Rijksuniversiteit Te Utrecht*, 191(1): 1–148.
- Hopkins, M.J.G. (2007). Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. *Journal of Biogeography* 34(8): 1400–1411. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01737.x>
- Hopkins, M.J.G. (2019). Are we close to knowing the plant diversity of the Amazon? *Anais Da Academia Brasileira de Ciências* 91(suppl.3): e20190396. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920190396>

- Horbe, A.M.C., Horbe, M.A. & Suguio, K. (2003). Origem dos depósitos de areias brancas no Nordeste do Amazonas. *Revista Brasileira de Geociências* 33(1): 41–50. <https://doi.org/10.25249/0375-7536.20033314150>
- IBGE. (2012). Manual técnico da vegetação brasileira. 2 ed., vol. 55, Rio de Janeiro.
- Janzen, D.H. (1974). Tropical blackwater rivers, animals, and mast fruiting by the Dipterocarpaceae. *Biotropica* 6(2): 69–103. <https://doi.org/10.2307/2989823>
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J.M. & Wittmann, F. (2011). A Classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands* 31(4): 623–640. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y. & Agostinho, A.A. (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24(1): 5–22. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>
- Klein, V.P., Demarchi, L.O., Quaresma, A.C., Cruz, J. & Piedade, M.T.F. (2022). The vascular epiphyte flora in a white-sand ecosystem of the Uatumã Sustainable Development Reserve, Central Amazon. *Check List* 18(1): 157–186. <https://doi.org/10.15560/18.1.157>
- Klinge, H. (1965). Podzol soils in the Amazon basin. *Journal of Soil Science* 16(1): 95–103. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1965.tb01423.x>
- Koch-Grünberg, T. (1995). Dois anos entre os indígenas: viagens no noroeste do Brasil - 1903-1905. vol. 2, Cedem, Manaus.
- Kreibich, H. & Kern, J. (2003). Nitrogen fixation and denitrification in a floodplain forest near Manaus, Brazil. *Hydrological Processes* 17: 1431–1441. <https://doi.org/10.1002/hyp.1294>
- Kubitzki, K. (1989a). The ecogeographical differentiation of Amazonian inundation forests. *Plant Systematics and Evolution* 162: 285–304. <https://doi.org/10.1007/BF00936922>
- Kubitzki, K. (1989b). Amazon lowland and Guayana highland. Historical and ecological aspects of their floristic development. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 17(65): 271–276.
- Latrubesse, E.M., & Franzinelli, E. (2005). The late Quaternary evolution of the Negro River, Amazon, Brazil: Implications for island and floodplain formation in large anabranching tropical systems. *Geomorphology* 70: 372–397. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.02.014>
- Latrubesse, E.M. & Nelson, B.W. (2001). Evidence for Late Quaternary aeolian activity in the Roraima–Guyana Region. *Catena* 43(1): 63–80. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00114-4](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00114-4)
- Lisbôa, P.L.B. (1976). Estudos sobre a vegetação das campinas amazônicas VI. Aspectos ecológicos de *Glycoxylon inophyllum* (Mart. ex Miq.) Ducke (Sapotaceae). *Acta Amazonica* 6(2): 193–211. <https://doi.org/10.1590/1809-43921976062193>
- Lisbôa, R.C.L. (1976). Estudos sobre a vegetação das campinas amazônicas. V - Brioecologia de uma campina amazônica. *Acta Amazonica* 6(2): 171–191. <https://doi.org/10.1590/1809-43921976062171>
- Lonova, A. (2021). Nova fronteira do óleo de palma gera disputas por terra na Amazônia. Mongabay. Acesso em 09.06.2023. Disponível em: <https://brasil.mongabay.com/2021/06/nova-fronteira-do-oleo-de-palma-gera-disputas-por-terra-na-amazonia/>
- Lopes, A., Demarchi, L.O., Franco, A.C., Ferreira, A.B., Ferreira, C.S., Wittmann, F., Santiago, I.N., Cruz, J., Silva, J.S., Schöngart, J., Souza, S.N.G. & Piedade, M.T.F. (2021). Predicting the potential distribution of aquatic herbaceous plants in oligotrophic Central Amazonian wetland ecosystems. *Acta Botanica Brasilica* 35(1): 22–36. <https://doi.org/10.1590/0102-33062020abb0188>
- Luizão, F.J., Luizão, R.C.C. & Proctor, J. (2007). Soil acidity and nutrient deficiency in central Amazonian heath forest soils. *Plant Ecology* 192(2): 209–224. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9317-6>

- Macedo, M. & Prance, G.T. (1978). Notes on the vegetation of Amazonia II. The dispersal of plants in Amazonian white sand campinas: The campinas as functional islands. *Brittonia* 30(2): 203–215. <https://doi.org/10.2307/2806654>
- Mardegan, S.F., Nardoto, G.B., Higuchi, N., Moreira, M.Z. & Martinelli, L.A. (2009). Nitrogen availability patterns in white-sand vegetations of Central Brazilian Amazon. *Trees* 23(3): 479–488. <https://doi.org/10.1007/s00468-008-0293-9>
- Marengo, J.A., Souza, C.M. Jr., Thonicke, K., Burton, C., Halladay, K., Betts, R.A., Alves, L.M. & Soares, W.R. (2018). Changes in climate and land use over the amazon region: current and future variability and trends. *Frontiers in Earth Science* 6: 228. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228>
- Marengo, J.A., Espinoza, J.C., Fu, R., Muñoz, J.C.J., Alves, L.M., Rocha, H.R. & Schöngart, J. (2021). Long-term variability, extremes and changes in temperature and hydro meteorology in the Amazon region. In: Nobre, C., Encalada, A., Anderson, E., Roca Alcazar, F.H., Bustamante, M., Mena, C., ... & Zapata-Ríos, G. (eds): *Amazon Assessment Report 2021*. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. <https://doi.org/10.55161/ZGJG8060>
- Marí, M.L.G., Toledo, J.J., Nascimento, H.E.M. & Zartman, C.E. (2016). Regional and fine scale variation of holo-epiphyte community structure in central Amazonian white-sand forests. *Biotropica* 48(1): 70–80. <https://doi.org/10.1111/btp.12300>
- Martins, F.R. & Matthes, L.A.F. (1978). Respiração edáfica e nutrientes na Amazônia (Região de Manaus): floresta arenícola, campinarana e campina. *Acta Amazonica* 8(2): 233–244. <https://doi.org/10.1590/1809-43921978082233>
- Medina, E., García, V. & Cuevas, E. (1990). Sclerophylly and oligotrophic environments: Relationships between leaf structure, mineral nutrient content, and drought resistance in tropical rain forests of the upper Rio Negro region. *Biotropica* 22(1): 51–64. <https://doi.org/10.2307/2388719>
- Mendonça, B.A.F., Filho, E.I.F., Schaefer, C.E.G.R., Carvalho, A.F., Vale, J.F. & Corrêa, G.R. (2014a). Use of geophysical methods for the study of sandy soils under Campinarana at the National Park of Viruá, Roraima state, Brazilian Amazonia. *Journal of Soils and Sediments* 14(3): 525–537. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0811-2>
- Mendonça, B.A.F., Simas, F.N.B., Schaefer, C.E.G.R., Fernandes Filho, E.I., Vale Júnior, J.F. & Mendonça, J.G.F. (2014b). Podzolized soils and paleoenvironmental implications of white-sand vegetation (Campinarana) in the Viruá National Park, Brazil. *Geoderma Regional* 2–3(C): 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2014.09.004>
- Mendonça, B.A.F., Fernandes Filho, E.I., Schaefer, C.E.G.R., Simas, F.N.B. & Paula, M.D. (2015). Os solos das campinaranas na Amazônia brasileira: Ecossistemas arenícolas oligotróficos. *Ciência Florestal* 25(4): 827–839. <https://doi.org/10.5902/1980509820581>
- Moran, E.F. (1991). Human adaptative strategies in Amazonian blackwater systems. *American Anthropologist* 9(3): 361–381.
- Nogueira, A.C.R., Silveira, R. & Guimarães, J.T.F. (2013). Neogene–Quaternary sedimentary and paleovegetation history of the eastern Solimões Basin, central Amazon region. *Journal of South American Earth Sciences* 46: 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2013.05.004>
- Oliveira, I.A.D., Sales, H.J. & Lacerda, E.G. (2021). Rodovias na Amazônia e os processos de territorialização: o caso da BR-210, sudeste de Roraima. *Revista Geográfica Acadêmica* 15(1): 21–32.
- Oliveira-Filho, A.T., Dexter, K.G., Pennington, R.T., Simon, M.F., Bueno, M.L. & Neves, D.M. (2021). On the floristic identity of Amazonian vegetation types. *Biotropica* 53(3): 767–777. <https://doi.org/10.1111/btp.12932>
- Parolin, P., Lucas, C., Piedade, M.T.F. & Wittmann, F. (2010). Drought responses of flood-tolerant trees in Amazonian floodplains. *Annals of Botany* 105(1): 129–139. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp258>
- Pires, J.M., & Prance, G.T. (1985). The vegetation types of the Brazilian Amazon, In: Prance, G.T., & Lovejoy, T.E. (Eds.): *Key Enviroments: Amazonia*. Pergamon Press, Oxford, pp.109-145.

- Pitman, N.C.A., Terborgh, J.W., Silman, M.R., Núñez, P.V., Neill, D.A., Cerón, C.E., Palacios, W.A. & Aulestia, M. (2001). Dominance and distribution of tree species in upper Amazonian terra firme forests. *Ecology* 82(8): 2101–2117. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2101:DADOTS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2101:DADOTS]2.0.CO;2)
- Pontes, A.R.M., Paula, M.D. & Magnusson, W.E. (2012). Low primate diversity and abundance in Northern Amazonia and its implications for conservation. *Biotropica* 44(6): 834–839. <https://www.jstor.org/stable/23359988>
- Prance, G.T. (1996). Islands in Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 351: 823–833. <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0077>
- Prance, G.T. & Daly, D. (1989). Brazilian Amazon. In: Campbell, D.G. & Hammond, H.D. (eds.): *Floristic inventory of tropical countries*. New York Botanical Garden, New York, pp. 523–533.
- Prance, G.T. & Schubart, H.O.R. (1977). Nota preliminar sobre a origem das campinas abertas de areia branca do baixo Rio Negro. *Acta Amazonica* 7(4): 567–570. <https://doi.org/10.1590/1809-43921977074567>
- Reichardt, K., Santos, A., Nascimento F.V.F. & Bacchi, O.O.S. (1975). Movimento de água subterrânea em ecossistema Campina Amazônica. *Acta Amazonica* 5(3): 287–290. <https://doi.org/10.1590/1809-43921975053287>
- Ribeiro, M.N.G. & Santos, A. (1975). Observações microclimáticas no ecossistema campina Amazônica. *Acta Amazonica* 5(2): 183–189. <https://doi.org/10.1590/1809-43921975052183>
- Ríos-Villamizar, E.A., Lopes, A., Silva, M.S.R., Santos, N.A.S., Oliveira, R., Calazães, R.M., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Forsberg, B.R., Wittmann, F. & Junk, W.J. (2022). Water chemistry of rivers and streams from the Jaú and Uatumã basins in central Brazilian Amazon. *Sustainable Water Resources Management* 8(4): 117. <https://doi.org/10.1007/s40899-022-00696-z>
- Rossetti, D.F., Bertani, T.C., Zani, H., Cremon, E.H. & Hayakawa, E.H. (2012). Late Quaternary sedimentary dynamics in Western Amazonia: Implications for the origin of open vegetation/forest contrasts. *Geomorphology* 177–178: 74–92. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.07.015>
- Rossetti, D.F., Moulatlet, G.M., Tuomisto, H., Gribel, R., Toledo, P.M., Valeriano, M.M., Ruokolainen, K., Cohen, M.C.L., Cordeiro, C.L.O., Rennó, C.D., Coelho, L.S. & Ferreira, C.A.C. (2019). White sand vegetation in an Amazonian lowland under the perspective of a young geological history. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências* 91(4): e20181337. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920181337>
- Rossetti, D.F., Zani, H. & Cremon, É.H. (2014). Fossil megafans evidenced by remote sensing in the Amazonian wetlands. *Zeitschrift Für Geomorphologie* 58(2): 145–161. <https://doi.org/10.1127/0372-8854/2013/0118>
- Roucoux, K.H., Lawson, I.T., Jones, T.D., Baker, T.R., Honório Coronado, E.N., Gosling, W.D. & Lähteenoja, O. (2013). Vegetation development in an Amazonian peatland. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 374: 242–255. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2013.01.023>
- Roy, M., Schimann, H., Braga-Neto, R., Silva, R.A.E., Duque, J., Frame, D., Wartchow, F. & Neves, M.A. (2016). Diversity and distribution of ectomycorrhizal fungi from Amazonian lowland white-sand forests in Brazil and French Guiana. *Biotropica* 48(1): 90–100. <https://doi.org/10.1111/btp.12297>
- Santos Junior, M.A., Yanai, A.M., Sousa Junior, F.O., Freitas, I.S., Pinheiro, H.P., Oliveira, A.C.R., Silva, F.L., Graça, P.M.L.A. & Fearnside, P.M. (2018). BR-319 como propulsora de desmatamento: simulando o impacto da rodovia Manaus-Porto Velho. IDESAM, Manaus.
- Singer, R. & Araújo, I.J.S. (1979). Litter decomposition and ectomycorrhiza in Amazonian forests. 1. A comparison of litter decomposing and ectomycorrhizal Basidiomycetes in latosol-terra-firme rain forest and white podzol campinarana. *Acta Amazonica* 9(1): 25–42. <https://doi.org/10.1590/1809-43921979091025>
- Sioli, H. (1983). *Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais*, Vozes, Petrópolis.
- Smith, B.T., McCormack, J.E., Cuervo, A.M., Hickerson, M.J., Aleixo, A., Cadena, C.D., Pérez-Emán, J., Burney, C.W., Xie, X., Harvey, M.G., Faircloth, B.C., Glenn, T.C., Derryberry, E.P., Prejean, J., Fields, S. & Brumfield, R.T. (2014). The drivers of tropical speciation. *Nature* 515: 406–409. <https://doi.org/10.1038/nature13687>

- Sombroek, W. (2001). Spatial and temporal patterns of Amazon rainfall. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 30(7): 388–396. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.7.388>
- Sprent, J.I. (2009). Legume nodulation: a global perspective. WileyBlackwell, Chichester, United Kingdom.
- Stropp, J., Sleen, P. van der, Assunção, P.A., Silva, A.L. & ter Steege, H. (2011). Tree communities of white-sand and terra-firme forests of the upper Rio Negro. *Acta Amazonica* 41(4): 521–544. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672011000400010>
- Targhetta, N., Kesselmeier, J. & Wittmann, F. (2015). Effects of the hydroedaphic gradient on tree species composition and aboveground wood biomass of oligotrophic forest ecosystems in the central Amazon basin. *Folia Geobotanica* 50(3): 185–205. <https://doi.org/10.1007/s12224-015-9225-9>
- ter Steege, H., Jetten, V.G., Polak, A.M. & Werger, M.J.A. (1993). Tropical rain forest types and soil factors in a watershed area in Guyana. *Journal of Vegetation Science* 4: 705–716. <https://doi.org/10.2307/3236137>
- ter Steege, H., Pitman, N.C.A., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomao, R.P., Guevara, J.E., Phillips, O.L., Castilho, C.V., Magnusson, W.E., Molino, J.-F., Monteagudo, A., Vargas, P.N., Montero, J.C., Feldpausch, T.R., Coronado, E.N.H., Killeen, T.J., Mostacedo, B., Vasquez, R., Assis, R.L., ... & Silman, M.R. (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science* 342: 325–336. <https://doi.org/10.1126/science.1243092>
- Tiessen, H., Chacon, P. & Cuevas, E. (1994). Phosphorus and nitrogen status in soils and vegetation along a topo-sequence of dystrophic rainforests on the upper Rio Negro. *Oecologia* 99: 145–150. <https://doi.org/10.1007/BF00317095>
- Valencia, R., Balslev, H. & Paz Y Miño, G.C. (1994). High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 3(1): 21–28. <https://doi.org/10.1007/BF00115330>
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. (1991). Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE.
- Vicentini, A. (2004). A vegetação ao longo de um gradiente edáfico no Parque Nacional do Jaú. In: Borges, S., Iwanaga, S., Durigan, C. & Pinheiro, M. (eds.): Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia. Fundação Vitória Amazônica, pp. 117–143.
- Villa Zagarra, B.E. (2017). Biomassa florestal e equações alométricas para estimar carbono em uma floresta de campinarana na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Uatumã, Amazônia Central. Tese de Doutorado em Clima e Meio Ambiente. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Wittmann, F., Schongart, J., Montero, J.C., Motzer, T., Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Queiroz, H.L. & Worbes, M. (2006). Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography* 33: 1334–1347. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01495.x>
- Zanchi, F.B., Waterloo, M.J., Dolman, A.J., Groenendijk, M., Kesselmeier, J., Kruijt, B., Bolson, M.A., Luizão, F.J. & Manzi, A.O. (2011). Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils. *Revista Ambiente e Água* 6(1): 6–29. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- Zular, A., Sawakuchi, A.O., Chiessi, C.M., D’Horta, F.M., Cruz, F.W., Demattê, J.A.M., Ribas, C.C., Hartmann, G.A., Giannini, P.C.F. & Soares, E.A.A. (2019). The role of abrupt climate change in the formation of an open vegetation enclave in northern Amazonia during the late Quaternary. *Global and Planetary Change* 172: 140–149. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.09.006>

CAPÍTULO 14

ÁREAS ÚMIDAS DA REGIÃO DOS FORMADORES DO RIO XINGU (MATO GROSSO, BRASIL)

Rosely Alvim Sanches¹ e Amintas Nazareth Rossete²

¹ Grupo de Pesquisa em Governança Florestal, Universidade de São Paulo; Laboratório de Ecologia Humana, Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Universidade Estadual de Campinas, 13083-867, Campinas-SP, Brasil.

² Faculdade de Ciências Agrárias, Biológicas e Sociais Aplicadas, Campus de Nova Xavantina, Universidade do Estado de Mato Grosso, 78690-000, Nova Xavantina-MT, Brasil.

RESUMO

As áreas úmidas são ecossistemas de interface entre os ambientes aquáticos e terrestres, permanente ou temporariamente inundáveis e variam de acordo com a escala geográfica. Entre elas, destacam-se as regiões do Pantanal, Araguaia e as várzeas da Amazônia, e, também, áreas na região dos formadores do Rio Xingu, norte do estado de Mato Grosso. Essa região abrange as nascentes e cabeceiras dos contribuintes diretos do Rio Xingu, o segundo maior afluente da margem direita do Rio Amazonas, e apresenta uma área de 17,7 milhões de hectares. O Rio Xingu nasce em Mato Grosso, no reverso do Planalto dos Guimarães, em contato com o Planalto do Parecis, percorre o norte do estado e deságua no Pará. Entre o canal principal e seus principais tributários ocorrem extensas áreas úmidas, entremeadas nas paisagens de Cerrado e florestas, que formam a planície de inundação do Rio Xingu. Com aproximadamente 758 mil hectares, essas áreas úmidas abrangem lagoas, lagos, campos e brejos, buritizais nas paisagens dentro e fora dos territórios indígenas. O Rio Xingu é fonte de proteína derivada da pesca para os povos tradicionais indígenas e não indígenas. Devido às peculiaridades biofísicas, à importância socioambiental, à produção econômica e hídrica, ao equilíbrio ambiental e à biodiversidade, propomos que a região das nascentes do Rio Xingu tenha suas áreas incluídas na classificação de importância brasileira. Essa riqueza abastece e contribui para os modos de vida da população urbana e rural em mais de 20 municípios e de mais de 27 etnias indígenas que habitam a toda a bacia hidrográfica do Rio Xingu.

Palavras-chave: Áreas Úmidas, Rio Xingu, Amazônia, conservação, populações tradicionais.

ABSTRACT

Wetlands of the headwaters of Xingu River (Mato Grosso, Brazil) – Wetlands are ecosystems that interface between aquatic and terrestrial environments, permanently or temporarily inundated, and vary according to the geographical scale. Among them, the Pantanal, Araguaia and Amazon floodplains stand out, as well as areas in the region of the headwaters of the Xingu River in the northern state of Mato Grosso. This region encompasses the sources and headwaters of the direct tributaries of the Xingu River, the second largest tributary on the right bank of the Amazon River, and covers an area of 17.7 million hectares. The Xingu River originates in Mato Grosso, near the Guimarães Plateau, in contact with the Parecis Plateau, traverses the northern part of the state, and flows into Pará. Between the main channel and its main tributaries, extensive wetland areas occur, interspersed in the Cerrado and forest landscapes, forming the floodplain of the Xingu River. With approximately 758,000 hectares, these wetland areas include lagoons, lakes, fields, and

marshes, as well as buriti palm groves within and outside indigenous territories. The Xingu River is a source of protein derived from fishing for traditional indigenous and non-indigenous peoples. Due to its biophysical peculiarities, socio-environmental importance, economic and water production, environmental balance, and biodiversity, we propose that the Xingu River headwaters region be classified as of Brazilian importance. This richness supplies and contributes to the livelihoods of the urban and rural population in more than 20 municipalities and over 27 indigenous ethnic groups that inhabit the entire Xingu River hydrographic basin.

Keywords: Wetlands, Xingu River, Amazon, conservation, traditional and native populations.

INTRODUÇÃO

As áreas úmidas – AUs são ecossistemas de interface entre ambientes terrestres e aquáticos, sujeitas a inundações com solos temporariamente ou permanentemente encharcados e que inclui a presença de uma biota especializada (Durigan *et al.*, 2022). No Brasil, essas áreas são notadamente reconhecidas dentro do bioma Pantanal, nas planícies de inundação do Rio Araguaia e do Rio Amazonas, sendo o Brasil um dos países signatários da Convenção Ramsar, que tem como objetivo promover a conservação e o uso racional de áreas úmidas no mundo (Brasil, 1996). As áreas úmidas interiores incluem ecossistemas, onde os níveis de água são relativamente estáveis, ou flutuantes (Nunes da Cunha *et al.*, 2015). A complexidade desses sistemas se manifesta nas planícies de inundação, onde ocorrem o transbordamento lateral de rios ou lagos e/ou alagamento pelas águas das chuvas, ou subterrâneas.

No nível nacional, as áreas úmidas são importantes como fontes e reservatórios naturais de água, de alta produtividade, de valor para a conservação da biodiversidade, a regulação climática e o fornecimento de alimentos (Bayley, 1995; Gren, 1995). Mesmo diante dos inúmeros serviços ecossistêmicos essenciais, elas têm sofrido profundas alterações em sua dinâmica devido ao uso intensivo da terra (Turner, 1991; Richardson, 1994; Tockner; Stanford, 2002) e conversão de suas áreas de floresta. Esses ecossistemas podem desaparecer, se forem intensificados os processos de drenagem superficial, a instalação de pivôs de irrigação, ou aterros e outras alterações que não considerem os impactos ambientais. A proteção legal de áreas úmidas, por exemplo, no bioma do Cerrado, no Brasil, tem sido pouco eficaz e efetiva na prática (Durigan *et al.*, 2022).

As áreas úmidas estão presentes também na bacia hidrográfica dos formadores do Rio Xingu, ou região das nascentes do Rio Xingu, o segundo maior afluente do Rio Amazonas (Sanches *et al.*, 2012), situadas no Planalto do Parecis, ao norte do estado de Mato Grosso (Brasil Neto, 1964; Sanches *et al.*, 2020). A identificação e reconhecimento desta e de outras áreas têm sido uma tarefa permanente entre pesquisadores e cientistas no Brasil. Trata-se de uma área que apresenta alta riqueza biológica, uma diversidade de sistemas naturais e, por fim, uma diversidade socioeconômica e cultural. As atividades econômicas responsáveis, em grande parte, pela geração de riquezas nacionais (Rausch & Gibbs, 2016)

se conectam ao mercado internacional na produção de *commodities* agrícolas, em especial, a monocultura de grãos, como a soja, o milho, o algodão, entre outras. Porém, dependem da produção e da conservação das águas para a produtividade agrícola. Assim, as áreas úmidas dentro de terras legalmente protegidas, como territórios indígenas, unidades de conservação e reservas legais, são fundamentais para garantir essa produtividade, e a proteção de nascentes e rios (Panday *et al.*, 2015). Ações de governança ambiental (Sanches *et al.*, 2019, 2020) são igualmente importantes para mitigar e servir como zona tampão dos impactos e do avanço desordenado das atividades antrópicas na Amazônia brasileira (Heckenberger *et al.*, 2008; Nepstad *et al.*, 2002), das mudanças climáticas e contribuir para o bem-estar da população local (Panday *et al.*, 2015).

O objetivo deste trabalho é descrever as características ecológicas e biofísicas das áreas úmidas presentes na região dos formadores do Xingu, a partir das pesquisas empíricas e observações de campo, análise de dados espaciais e temporais (de sensoriamento remoto) e de revisão de outros estudos sobre áreas úmidas nessa e em outras regiões, com base na literatura acadêmica. Destacamos para a necessidade de aprofundar os estudos científicos na bacia hidrográfica do Rio Xingu, em especial, sobre a função de equilíbrio ambiental do corredor ecológico entre as áreas protegidas nessa bacia e a sua relação com a produtividade econômica. A proteção de suas áreas úmidas a partir de uma ação coletiva poderá reduzir as deficiências e o manejo inadequado para a conservação do Rio Xingu, um bem comum e de interesse público nacional.

1. CARACTERIZAÇÃO BIOFÍSICA DAS ÁREAS ÚMIDAS NA REGIÃO DOS FORMADORES DO RIO XINGU

A região dos formadores do Rio Xingu - RFX, denominada também como região das nascentes do Rio Xingu no norte de Mato Grosso (Figura 1), apresenta uma grande diversidade física, biológica e sociocultural. As áreas úmidas abrangem 758.896,00 hectares, de um total de 17,7 milhões de hectares da RFX (Sanches *et al.*, 2012). Há uma riqueza de padrões de canais fluviais em seus formadores, parte dos quais tem as cabeceiras no Planalto dos Guimarães - e depois de atravessarem o norte do estado de Mato Grosso, o curso principal do Xingu seguirá até a foz no Rio Amazonas (Pará). A geodiversidade e as características climáticas contribuem para a heterogeneidade de ambientes (Silva, 2021), de fitofisionomias, dos atributos hidrológicos (Silva, 2012) e geomorfológicos (Askew, 1970; Rizzini, 1992; Ivanauskas *et al.*, 2003, 2004) e da biota específica (Durigan *et al.*, 2022).

A delimitação das áreas úmidas na RFX se deu com base nas características dos solos, das condições hídricas da paisagem e dos aspectos topográficos do relevo. Elas ocorrem ao longo das planícies aluviais submetidas à sazonalidade das chuvas (Prance, 1979; Rizzini, 1992), e acompanham os cursos das águas que percorrem o relevo predominante

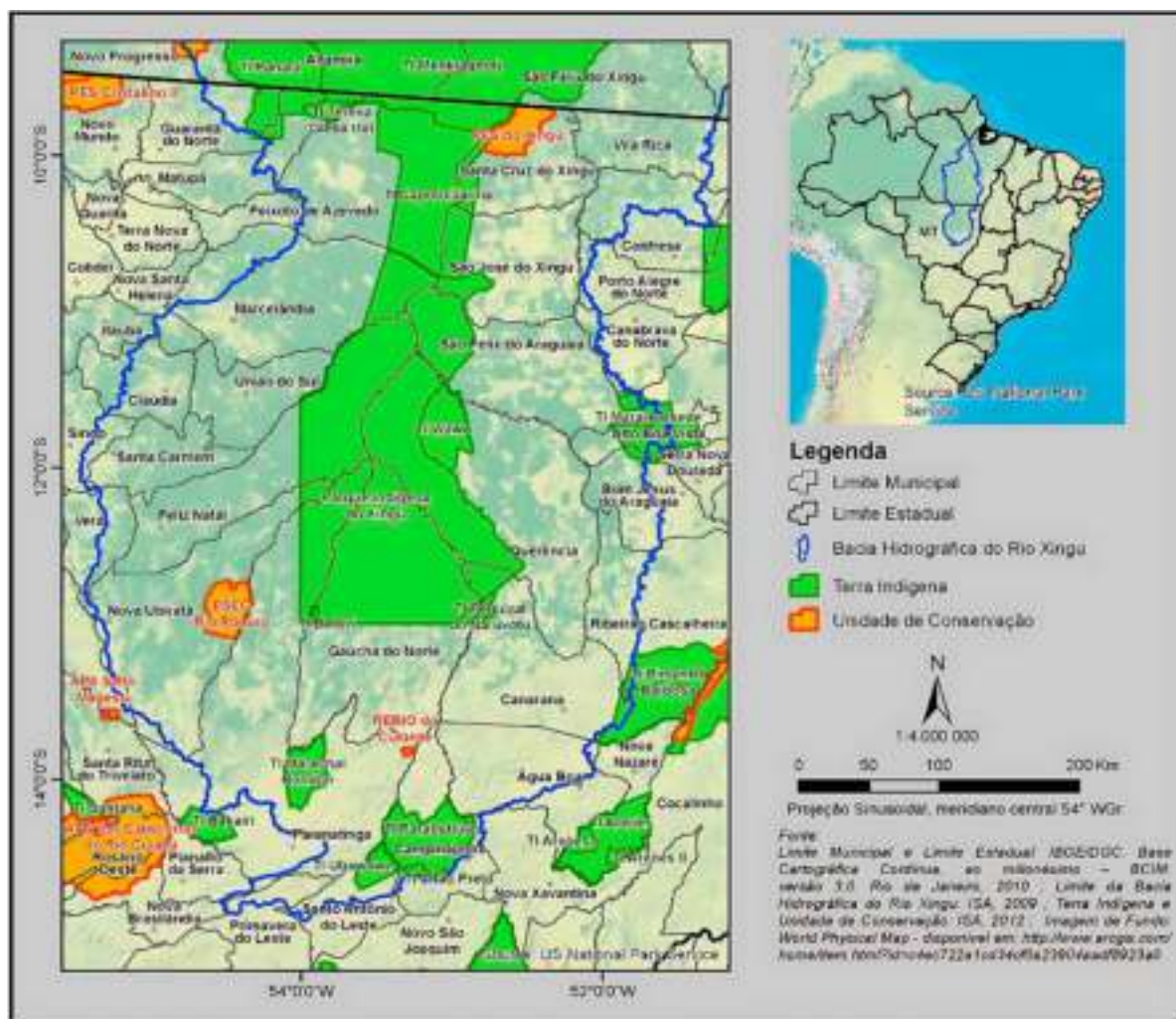


Figura 1. Região dos formadores do Rio Xingu, ou região das nascentes do Rio Xingu, Mato Grosso (Fonte: Sanches, 2015).

plano em forma de meandros que originam lagos e lagoas. Na época de chuvas, as águas transbordam os canais de escoamento da rede hídrica e inundam as áreas marginais dos canais, o que amplia o espelho d'água em um contínuo. Nas secas, há uma diminuição da área alagada, mas ainda persistem as condições de alta umidade, com um lençol freático raso, o que reflete nos padrões das fitofisionomias presentes, com a dominância de gramíneas nativas, brejos, buritis e outras formações associadas em ambientes úmidos (Rizzini, 1992; Rossete, 2008; Nunes da Cunha *et al.*, 2015).

Desse modo, essa diversidade de macro-habitats mostra que as áreas úmidas representam um continuum. Sua “extensão e características estruturais e funcionais dependem das peculiaridades climáticas, hidrológicas e geomorfológicas regionais” (Nunes da Cunha *et al.*, 2015) e, portanto, não se restringe apenas a uma única definição.

A região dos formadores do Rio Xingu-RFX (Brasil Netto, 1964), ou região das nascentes do Rio Xingu, está localizada no norte de Mato Grosso, entre as coordenadas geográficas

Latitude 10° 08' e 13° 11' S e Longitude 51° 52' e 54° 43' O. Assim como todos os afluentes da margem direita do Rio Amazonas, o Rio Xingu se origina no bioma do Cerrado, sendo o Rio Culuene o principal formador e o maior coletor de águas dessa bacia hidrográfica (Sanches *et al.*, 2012), cujas cabeceiras provêm do Planalto dos Guimaraes (CNEC, 1980a e b), que se junta aos rios Sete de Setembro, Curisevo, Batovi e Ronuro e, posteriormente, recebe aporte dos afluentes Suiá-Miçu, Arraias e Manissauá-Miçu (Figura 2). Os divisores de água dessa região estão entre os rios Xingu e Araguaia (Serra do Roncador), no limite leste, os rios Xingu e Tapajós, no limite oeste (Serra da Formosa), a cachoeira Von Martius ao norte e a Serra Azul, ao sul (Brasil Netto, 1964; CNEC, 1980a e b). Um quarto da RFX está situado dentro das terras indígenas.

Na RFX ocorrem cerca de 1.385 km lineares em extensão de drenagens e o canal principal do Rio Xingu com 820 km (CNEC, 2000), sendo este dentro do Parque Indígena do Xingu-PIX (Figuras 2) com largura entre 2,5 km e 9 km. As áreas úmidas abrangem também as localidades do longo do médio e baixo curso do Rio Xingu (Sanches *et al.*, 2012), dentro e no entorno do PIX, ou seja, em áreas privadas, assentamentos da reforma agrária, ou posses de agricultores familiares, chacareiros e na zona urbana. Em especial, no entorno do PIX essas áreas se destacam nas bacias hidrográficas dos rios Manissauá-Miçu e Suiá-Miçu, respectivamente, a oeste e a leste do PIX (Figura 2).

A partir dos descritores de relevo, declividade, processamento de imagens de satélite e análise da dinâmica de ocupação territorial (Skorupa *et al.*, 2017; Sanches *et al.*, 2019, 2020), estimamos um total de 758.896,00 hectares de abrangência das áreas úmidas na RFX (dentro e fora das terras indígenas). Na bacia do Rio Suiá-Miçu (com 2,36 milhões de hectares), por exemplo, as áreas úmidas somam 10% de sua superfície, ou 192 mil hectares (Rossete, 2008; Sanches *et al.*, 2012), o que representa cerca de um quarto da extensão de áreas úmidas na RFX.

1.1 Clima

A RFX está inserida em dois tipos climáticos segundo a classificação de Köppen (Alvares, 2013):

1. **Clima de monção equatorial superúmido** - Am, com precipitação pluvial significativa durante todo o ano, e um mês seco com precipitação anual média maior que 1.500 mm e temperatura média do mês mais frio superior a 18 °C e;
2. **Clima de savana** - Aw, com precipitação pluvial significativa durante todo o ano e todo o inverno seco. A precipitação anual, obtida a partir de estações operadas pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM para a Agência Nacional de Águas - ANA, é próxima de 1.423 mm e a temperatura média máxima no mês mais quente atinge cerca de 26,7 °C e no mês mais frio, 14,9 °C. Assim, o clima varia entre o Tropical Semiúmido (quatro a cinco meses de seca anual) e o Tropical Úmido (três meses de seca anual), respectivamente, ao sul e ao norte da área de estudo (Lucas *et al.*, 2006).

A média de precipitação anual em toda a RFX é de 1800 mm e a variação anual, conforme a Figura 3 (Lucas *et al.*, 2006), mostra as épocas marcadas pela mudança de estação chuvosa e seca. O Alto Xingu está situado na Zona de Convergência do Atlântico Sul – ZCAS, onde ocorre um período de diminuição da pluviosidade (entre maio e agosto) e apenas 6% das chuvas anuais (Lucas *et al.*, 2006).

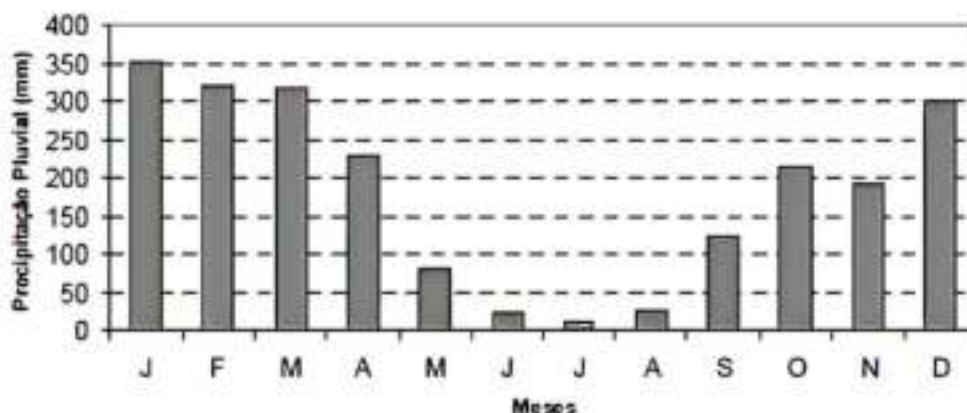


Figura 3. Variação mensal das chuvas na Zona de Convergência do Atlântico Sul que abrange o Alto Xingu. Fonte: Lucas *et al.*, 2006).

1.2 Características hidrológicas e geomorfológicas

De acordo com o mapa de pedologia da Amazônia Legal, os principais tipos de solos em toda a RFX são do tipo: **a)** Gleissolo háplico Tb distrófico típico de textura argilosa e média, com horizonte A moderado de relevo plano; **b)** Plintossolo argilúvico distrófico típico, textura média/argilosa, com horizonte A moderado, em relevo plano; **c)** Neossolo flúvico Tb Distrófico típico indiscriminada, horizonte A moderado plano; **d)** Neossolo quartzarênico típico, textura arenosa com horizonte A fraco e A moderado, em relevo plano; **e)** Plintossolo argilúvico distrófico típico, textura média/argilosa com horizonte A moderado em relevo plano (Rossete, 2008; Silva, 2012; Skorupa *et al.*, 2017).

Especificamente as áreas úmidas da região RFX estão integradas ao sistema aquífero do Rio Ronuro no Planalto do Parecis, de relevo predominantemente plano e baixa declividade (e amplitude de desnível entre 330 e 398 m de altitude) e onde o nível de água é relativamente estável em suas áreas alagadiças, como resultado dos cursos d'água de baixa energia de transporte de sedimentos (Rossete, 2008; Skorupa *et al.*, 2017). Devido às dinâmicas alternadas de chuvas e períodos de seca, e a matéria orgânica proveniente do aporte de água nos lagos, dos rios, das chuvas resulta em ecossistemas férteis e de alta produtividade (Martins *et al.*, 2008; Silva, 2012), na forma de brejos e campos úmidos e lagoas, ecossistemas produtivos. A grande quantidade de matéria orgânica acumulada nas margens do canal principal do Rio Xingu e nos seus contribuintes nessa

região forma solos orgânicos e turfosos (solos hidromórficos, na nomenclatura atual, são do tipo Organossolo, Gleissolo e Neossolo, Figuras 4 e 5), ao longo de cursos d'água e ao redor das depressões fechadas, onde se acumula muita água na forma de pântanos e lagoas (Rossete, 2008; Skorupa *et al.*, 2017).



Figura 4. Organossolo em área de buritizal, rico em matéria orgânica. Fonte: Amintas N. Rossete/Unemat.

Em termos de relevo as áreas úmidas do RFX estão inseridas em amplas planícies fluviais e terrações fluviais e correspondem aos domínios dos sedimentos cenozoicos inconsolidados ou pouco consolidados depositados em meio aquoso (CPRM, 2010). Desse modo, o sistema de drenagem das áreas úmidas na RFX apresenta trechos de canais em meandros irregulares de alta sinuosidade que configura várias formas de planície, como meandros abandonados colmatados e não colmatados, lagos conectados e não conectados (de pequena dimensão). Exemplo desse traçado meândrico tortuoso e de uma diversidade de formas típicas desse padrão, como barras centrais e cordões marginais convexos ativos e pequenas ilhas (Silva, 2012), ocorrem ao longo do Rio Suiá-Miçu (Figura 6).



Figura 5. Neossolo e olho d'água na bacia hidrográfica do Rio das Pacas (Rio Suiá-Miçu, MT). Fonte: Amintas N. Rossete/Unemat.

1.2.1 Regime hídrico

O regime hídrico pode ser caracterizado como permanentemente inundado (Formações Pioneiras) e sazonalmente alagado (Floresta Estacional Perenifólia Ribeirinha). As fontes de entrada de água são provenientes dos tributários, do lençol freático, e no período chuvoso (entre quatro e seis meses). O escoamento das águas varia com o clima

estacional que, dependendo da localidade, pode ser permanente ou ser interrompido. Nesse caso, o avanço das áreas agrícolas e o uso e ocupação das terras, de drenagem e aterros, sem um ordenamento territorial em diferentes localidades abrangidas pelas áreas úmidas, podem agravar e interromper quase que totalmente o fluxo de escoamento das águas da região atingida.

1.3 Características físico-químicas das águas superficiais

Os dados oficiais ainda são restritos em relação aos estudos de monitoramento das águas da RFX realizados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) na bacia do Rio Suiá-Miçu (Skorupa *et al.*, 2017). De acordo com esses estudos, os valores de pH se apresentaram fora da faixa de referência para cursos de água classe 2, tendo 84% deles se apresentado no intervalo de pH entre 3,8 e 6. Os valores de sólidos totais dissolvidos foram de até 30 mg L⁻¹, sendo considerados baixos e decorrentes da energia baixa de transporte de sedimentos e da ausência de desníveis no relevo, em geral, da RFX.

A extensa planície inundável do Suiá-Miçu e o abaixamento dos níveis d'água nos períodos de estiagem contribuem para a aceleração do processo de decomposição da biomassa vegetal, e os baixos teores de oxigênio dissolvido nas águas. Para oxigênio dissolvido (OD), Skorupa *et al.* (2017) verificaram que 68% dos registros apresentaram valores acima de 5 mg L⁻¹.

Ainda, no período do monitoramento, Skorupa *et al.* (2017) registraram baixos valores de turbidez que raramente ultrapassaram 100 N.T.U (unidade nefelométrica de turbidez). Assim, 72% dos registros foram abaixo de 20 N.T.U e 55% abaixo de 10 N.T.U. Já os valores superiores a 100 N.T.U coincidiram com o final da estação chuvosa na bacia.

Em relação às concentrações de N-nitrato, elas foram abaixo do valor de referência da classe 2 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - Conama (10 mg L⁻¹): 63% abaixo de 0,30 mg L⁻¹ e 2% dos registros entre 1 e 2 mg L⁻¹. Para nitrogênio amoniacal, os registros estiveram abaixo do valor de referência para as classes 1 e 2 (3,7 mg L⁻¹ para pH≤7,5), não ultrapassaram 0,5 mg L⁻¹.

Em relação às concentrações de ortofosfato, elas variaram de 0,02 a 0,54 (0,94) mg L⁻¹. As fontes naturais de ortofosfatos (ou fosfato inorgânico dissolvido) são em parte derivadas da decomposição natural de microrganismos e matéria orgânica. Há também fontes de atividades antrópicas que incluem dejetos de animais e resíduos de fertilizantes, os quais, na ausência das matas ciliares, podem ser carregados pelas águas das chuvas até os corpos d'água (rios, córregos, brejos, lagos e lagoas). Os valores de condutividade elétrica (82%) variaram de 4 a 10 µS cm⁻¹, sendo o maior valor registrado de 80,8 µS cm⁻¹.

1.4 Características da vegetação e da fauna

A RFX está inserida em dois biomas, o Amazônico e o dos Cerrados, porém, grande parte de suas fisionomias florestais representam, predominantemente, a Floresta Estacional

Perenifolia, ou Floresta Estacional Sempre Verde (Ivanauskas *et al.*, 2003, 2004; Kunz *et al.*, 2010; IBGE, 2012, 2019). Essas florestas recobrem grande parte da Chapada do Parecis no norte do estado de Mato Grosso. Já nas planícies de inundação dessa região (Figuras 6, 7 e 8) ocorrem a Floresta Estacional Perenifolia Ribeirinha, ou Aluvial (áreas com inundação temporária ou permanente), e as Formações Pioneiras que estão sob a influência fluvial ou lacustre (Almeida *et al.*, 2004; Ivanauskas *et al.*, 2004; Stefanello, 2008; Stefanello *et al.*, 2010). Entre as comunidades biológicas aluviais estão os campos úmidos, buritizais (*Mauritia flexuosa*), além da ocorrência de espécies como *Ocotea caudata*, *Jacaranda copaia*, *Ocotea guianensis* e *Sloanea eichleri* (Stefanello, 2008; Kunz *et al.*, 2010).



Figura 6. Vista aérea da Planície de inundação do Rio das Pacas, da bacia hidrográfica do Rio Suiá-Miçu. A paisagem mostra a extensa área inundada que abrange lagos, buritizais e brejos. Ao fundo, antiga aldeia Kîsêdjê com áreas abertas de roça no entorno, pista de pouso e posto de saúde indígena (Terra Indígena Wawî, MT). Fonte: André Villas-Bôas/ISA.

A dinâmica hidrológica e a diversidade de ecossistemas estão representadas, portanto, pelas florestas inundáveis (áreas florestadas pantanosas) e buritizais, os campos úmidos, brejos e outros (Rizzini, 1992; Joly *et al.*, 1999; Martins *et al.*, 2008; Kunz *et al.*, 2010; Stefanello *et al.*, 2010). Essas características podem ser observadas na planície de inundação do médio curso dos rios Suiá-Miçu, Culuene, Curisevo e Batovi (mapa da Figura 2 e Figuras 6, 7 e 8), entremeadas por “ilhas” de matas (Joly *et al.*, 1999; Silva, 2012; Sanches *et al.*, 2012).



Figura 7. Planície de inundação do Rio das Pacas, com a presença de buritizais em destaque no espelho d'água (período da seca). Fonte: Rosely Alvim Sanches/ISA.



Figura 8. Floresta Estacional Perenifolia Ribeirinha, ao longo do Rio Suiá-Miçu. Fonte: Rosely A. Sanches/ISA.

Durante pesquisas empíricas em diferentes trechos da sub-bacia do Rio das Pacas, na bacia do Rio Suiá-Miçu, Dalponte *et al.* (2005) produziram uma listagem da fauna silvestre registrada, por meio de observações diretas e indiretas (pegadas, fezes) de ocorrências. Foram identificadas as espécies de Didelphidae (*Didelphis* spp.), Myrmecophagidae (*Myrmecophaga tridactyla*, *Tamandua tetradactyla*), Bradypodidae (*Bradypus variegatus*), Dasypodidae (*Cabassous unicinctus*, *Dasypus kappleri*, *Dasypus septemcinctus*, *Dasypus novemcinctus*, *Euphractus sexcinctus* e *Priodontes maximus*), Cebidae (*Cebus libidinosus*), Canidae (*Cerdocyon thous*), Procyonidae (*Nasua nasua*), Mustelidae (*Eira barbara*), Felidae (*Leopardus pardalis*, *Leopardus tigrinus*, *Panthera onca*, *Puma concolor*), Tapiridae (*Tapirus terrestris*), Tayassuidae (*Tayassu tajacu*, *Tayassu pecari*), Cervidae (*Mazama americana*, *Mazama gouazoubira*), Sciuridae (*Sciurus aestuans*), Erethizontidae (*Coendou* – grande e pequeno), Cuniculidae (*Cuniculus paca*), Dasyproctidae (*Dasyprocta leporina*) e Leporidae (*Sylvilagus brasiliensis*).

2. USO DA TERRA NA REGIÃO DOS FORMADORES DO RIO XINGU

Até a década de 1950, grande parte dos territórios indígenas e das florestas (Floresta Sempre Verde) e cerrados na região da Amazônia mato-grossense era desconhecida pela sociedade nacional. Hoje, além da presença de territórios indígenas já existentes, essa região compreende diferentes grupos sociais e atividades econômicas, empresários rurais, agricultores familiares, grandes produtores de grãos, pecuaristas e a população urbana.

Entretanto, foi no final dos anos 1990 que se deu o crescimento acentuado do agronegócio brasileiro no mercado internacional de *commodities* (soja, milho, algodão), também contribuiu para o incremento da riqueza nacional e do Produto Interno Bruto (Rausch & Gibbs, 2016), o que acompanhou a criação de novos municípios e a chegada de grandes empresários rurais com a consolidação das fronteiras agrícolas e a ocupação (Barrozo, 2008). Essa região do “coração do Brasil” está hoje amplamente conectada à economia global (Sanches, 2015; Sanches *et al.*, 2020).

Criado nos anos 1960, o PIX abriga 16 etnias e atualmente se transformou em uma grande ilha de vegetação natural (Villas-Bôas, 2012) cercada de áreas de uso predominantemente agrícola e, ainda, por novas áreas em ritmo acelerado de conversão de florestas e cerrados, nas duas últimas décadas (Sanches *et al.*, 2020). Após 70 anos desde a expedição Roncador Xingu chefiada pelos irmãos Villas-Boas, as intensas mudanças na dinâmica de uso e ocupação da terra na RFX, bem como a coexistência entre não indígenas e os territórios indígenas Xinguanos e Xavante, são um desafio à governança ambiental (Sanches & Futemma, 2019; Sanches *et al.*, 2020). O avanço do desmatamento chegou aos limites do PIX e converteu quase 50% da vegetação fora das terras indígenas (Villas-Bôas, 2012).

Os povos indígenas, bem como as populações dos centros urbanos, dependem da manutenção das áreas úmidas que lhes proveem proteína da pesca, frutos de árvores

nativas, produção de água e lazer. Contudo, essas áreas estão ameaçadas com a intensificação do uso agrícola e a demanda hídrica para a monocultura de grãos (Rausch & Gibbs, 2016; Sanches & Futemma, 2019; 2020). Desse modo, é dentro das terras indígenas e unidades de conservação que as áreas úmidas se encontram bem preservadas e devem ser protegidas em conexão com as áreas do entorno, em propriedades rurais e assentamentos da reforma agrária.

3. SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E AMEAÇAS ÀS ÁREAS ÚMIDAS DA REGIÃO DOS FORMADORES DO RIO XINGU

Entre os bens e serviços ecossistêmicos que se destacam nas áreas úmidas, estão:

1. água potável para seres humanos e/ou dessedentação dos animais de criação;
2. água para agricultura irrigada (dado que nos últimos dez anos houve uma expansão dos cultivos irrigados de soja na bacia);
3. reabastecimento contínuo de águas subterrâneas, com a ressurgência de nascentes, as quais dependem do aporte de águas de chuva e da proteção das matas ciliares;
4. tampão hidrológico que diminui os picos de enchentes e secas;
5. fonte proteica da pesca para as populações locais;
6. produtos madeireiros e não madeireiros, como fibras e folhas dos buritizais, como matéria-prima para a confecção de casas dos povos indígenas;
7. produtos medicinais à população local;
8. regulação climática local e amortecimento de mudanças no microclima regional (como o aumento de seca);
9. pesca para fins recreativos ao longo de diversos afluentes procurada por pescadores indígenas, locais e de outros estados;
10. lazer e turismo para moradores locais e das cidades vizinhas;
11. abrigo de remanescentes do patrimônio cultural ao longo do Rio Suiá-Miçu, na forma de sítios históricos tradicionais de referência de povos como os *Kisêdjê* e *Tapayuna*, como a terra preta de índio em locais de antigas aldeias; e
12. estoque de grandes quantidades de carbono em solos orgânicos, superior a 200 Mg C ha⁻¹ (Durigan *et al.*, 2022, p. 5).

Entretanto, como resultado do aumento do valor e da conversão de terras na RFX, promovido pela expansão dos grãos, houve mudanças no microclima regional, nos regimes de chuvas com prolongamento das estações de seca, na qualidade dos solos e na intensidade de incêndios não intencionais. Esse cenário de reincidência de incêndios florestais tem, inclusive, ocorrido sobre as áreas úmidas, com focos que se alastram para as matas de beiras de rios, lagos e brejos, até mesmo dentro do PIX (Schmidt *et al.*, 2021).

A qualidade das águas superficiais e subterrâneas da RFX é diretamente influenciada, portanto, pelos diferentes usos da terra, insumos químicos domésticos e industriais, e demais usos econômicos da água¹. A proteção do Rio Xingu e demais rios deve se dar em equilíbrio à vocação econômica de Mato Grosso, também considerado como exportador das águas para o território nacional. Deve-se abandonar a “cultura da abundância hídrica” e adotar a perspectiva da água como bem finito (Brasil, 2019, p. 7) e cultural nas escolas e na sociedade. Do mesmo modo, as análises do balanço entre usos econômicos e a oferta hídrica devem ser cada vez mais realistas e revelarem os riscos de déficit de acesso à água a todos os cidadãos.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

As áreas úmidas concentradas na região dos formadores do Rio Xingu - RFX (com 17 milhões de hectares) ocupam uma superfície de cerca de 750 mil hectares, ou seja, 4,45% do total da região. Como foi mostrado neste trabalho, essas áreas podem ser subdivididas em diferentes macro-habitats que recobrem o gradiente hidrológico completo, entre estágios permanentemente aquáticos até permanentemente terrestres e com níveis de inundação relativamente estáveis até pulsos de inundação intermediários.

A complexidade da cobertura vegetal e variações da diversidade de macro-habitats em diferentes escalas nos levam à conclusão de considerar as cabeceiras e formadores do Rio Xingu abrangentes de uma paisagem úmida. Na classificação brasileira as áreas úmidas dessa região deveriam ocupar o mesmo nível hierárquico de classe como as várzeas e igapós amazônicos, o Pantanal mato-grossense e as áreas úmidas dos rios Paraná, Araguaia e Guaporé. Entretanto, apenas parte da RFX está legalmente protegida, principalmente pelo território do Parque Indígena do Xingu. Esses aspectos reforçam o argumento em favor de um tratamento holístico da RFX, combinando aspectos ecológicos aos fatores político-econômicos e culturais. A conservação da vegetação associada aos cursos d'água é a única forma de garantir a manutenção das áreas úmidas da RFX, bem como do ciclo de água regional e continental, da regulação dos estoques de carbono e da biodiversidade.

A região dos formadores do Rio Xingu deve ser integrada a sistemas nacionais de proteção devido a sua importância para a produção econômica e sobrevivência das populações locais, além da garantia da produtividade agrícola das áreas de uso consolidadas na região. A sua conservação depende ainda da implantação da política de ordenamento territorial do estado de Mato Grosso, na forma de zoneamento ecológico e econômico, para assegurar

¹ As categorias de usos da água consideradas, segundo a ANA (2019, p. 8), são: **1)** o abastecimento humano (urbano e rural); **2)** o abastecimento animal; **3)** a indústria de transformação; **4)** a mineração; **5)** a termoelectricidade; e **6)** a irrigação. Ainda, de acordo com a ANA, incluíram o diagnóstico da evaporação líquida de reservatórios artificiais, que podem estar associados a um uso específico da água (irrigação, aquicultura, abastecimento público, geração de energia, etc.) ou atender a usos múltiplos.

os elementos naturais a longo prazo para o ambiente, as populações locais, as atividades agropecuárias e demais atividades produtivas em toda a região.

De acordo com a caracterização e descrição desse complexo natural, consideramos que as áreas úmidas da região das nascentes do Xingu se enquadram entre os critérios de significância biológica e devem ser reconhecidas internacionalmente sob a Convenção de Ramsar.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o estímulo e a revisão do texto pelos professores Dr. Wolfgang J. Junk e Dra. Cátia Nunes da Cunha; os comentários do pesquisador Dr. Rafael Vieira Nunes (Associação Xaraíes) ; ao Instituto Socioambiental (ISA), pelo suporte técnico às pesquisas realizadas; e ao povo indígena *Kisêdjê* (Terra Indígena Wawí), pelo acompanhamento das atividades na bacia hidrográfica do Rio das Pacas (2005-2006).

REFERÊNCIAS

- Almeida, S. S., Amaral, D. D. & Silva, A. S. L. (2004). Análise florística de florestas de Várzea no estuário Amazônico. *Acta Amazônica*, 34 (4): 513-524. doi.org/10.1590/S0044-59672004000400005
- ANA, Agência Nacional de Águas (2019). Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil / Agência Nacional de Águas. - Brasília: ANA, 75 p. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/central-de-publicacoes/ana_manual_de_usos_consuntivos_da_agua_no_brasil.pdf/view. Acesso em: jun. de 2006.
- Askew, G. P., Moffatt, D. J., Montgomery, R. F. & Searl, P. L. (1970). Interrelationships of Soils and Vegetation in the Savanna-Forest Boundary Zone of North-Eastern Mato Grosso. *The Geographical Journal*, 136 (3): 370-376. doi.org/10.2307/1795187
- Barrozo, J. C. (2008). Políticas de Colonização: as políticas públicas para Amazônia e o Centro-Oeste. In: Mato Grosso do sonho à utopia da Terra. Barrozo, J. C. (Org.), Cuiabá: EdUFMT, Carlini & Caniato, p. 15-26.
- Bayley, P. B. (1995). Understanding Large River: Floodplain Ecosystems. *BioScience*, 45 (3): 153-158. doi.org/10.2307/1312554
- BRASIL. Decreto n. 1.9905, de 16 de mai. de 1996. Promulga a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas, conhecida como Convenção de Ramsar, de 02 de fevereiro de 1971. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1996/D1905.htm. Acesso em: mai. 2023.
- Brasil Netto, A. (1964). A Bacia dos formadores do Xingu. Publicações Avulsas nº 1, Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi. 1964. Disponível em: <https://repositorio.museu-goeldi.br/bitstream/mgoeldi/781/1/P%20Avul%20n1%201964%20NETO.pdf>. Acesso em: mai. 2023.
- CPRM. Geodiversidade do estado do Mato Grosso (2010). Goiânia: CPRM, 111p. Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/14702>. Acesso em mar. 2023.
- CNEC, Consórcio Nacional de Engenheiros Consultores S/A /Secretaria de Estado de Planejamento/SEPLAN (2000). Memória técnica de recursos hídricos - Disponibilidade Hídrica. Projeto de Desenvolvimento Agroambiental do Estado de Mato Grosso (PRODEAGRO). Zoneamento Socioeconômico-ecológico do Estado de Mato Grosso e assistência técnica na formulação da 2ª aproximação. Cuiabá: CNEC Engenharia, 52p.

CNEC, Consórcio Nacional de Engenheiros Consultores S/A (1980a). Estudos de Inventário Hidrelétrico da Bacia Hidrográfica do Rio Xingu: Estudos Hidrometeorológicos. V.2, Brasília: Eletronorte-Ministério das Minas e Energia/CNEC.

CNEC, Consórcio Nacional de Engenheiros Consultores S/A (1980b). Estudos de Inventário Hidrelétrico da Bacia Hidrográfica do Rio Xingu: Estudos Geológico-Geotécnicos. Brasília: Eletronorte-Ministério das Minas e Energia/CNEC.

Dalponete, J. C., Queirolo, D., Dotta, G., Pires, D., Godoy, L. & Luz, N. (2005). Mamíferos de Médio e Grande Porte: Levantamento de Biodiversidade na sub-bacia do rio das Pacas. Projeto Gestão Ambiental e Planejamento Territorial da Bacia Hidrográfica da bacia hidrográfica do Rio Suiá-Miçu, estado de Mato Grosso, Amazônia brasileira. São Paulo: Instituto Socioambiental (relatório interno).

Durigan, G., Munhoz, C.B., Zakia, M.J., Oliveira, R. S., Pilon, N. A. L., Telles do Valle, R. S., Walter, B. M. T., Honda, E. A. & Pott, A. (2022). Cerrado wetlands: multiple ecosystems deserving legal protection as a unique and irreplaceable treasure. Perspectives in Ecology and Conservation. doi.org/10.1016/j.pecon.2022.06.002

Gren, I. (1995). The Value of Investing in Wetlands for Nitrogen Abatement. European Review of Agricultural Economics, 22: 157-172. doi.org/10.1093/erae/22.2.157.

Heckenberger, M. J., Russell, J. C., Fausto, C., Toney, J. R., Schmidt, M. J., Pereira, E., Franchetto, B. & Kuikuro, A. (2008). Pre-Columbian Urbanism, Anthropogenic Landscapes, and the Future of the Amazon. Science, 321 (5893): 1214-1217. [doi: 10.1126/science.1159769](https://doi.org/10.1126/science.1159769).

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019). Províncias estruturais, compartimentos de relevo, tipos de solos, regiões fitoecológicas e outras áreas. Rio de Janeiro: IBGE, 176p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101648>. Acesso em fev. 2023.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012). Manual técnico da vegetação brasileira. 2. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: IBGE, 271 p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=263011>. Acesso em fev. 2023.

Ivanauskas, N. M., Monteiro, R., Rodrigues, R. R. (2004). Estrutura de um trecho de floresta Amazônica na bacia do alto Rio Xingu. Acta Amazônica, 34 (2) 275-299. doi.org/10.1590/S0044-59672004000200015

Ivanauskas, N. M., Monteiro, R., Rodrigues, R. R. (2003). Relações florísticas entre florestas decíduais, semidecíduais e perenifólias na região Centro-Oeste do Brasil. In: Claudino-Sales, V. (org.) Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora. p. 313-322.

Joly, C. A., Aidar, M. P. M., Klink, C. A., McGrath, D. G., Moreira, A. G., Moutinho, P., Nepstad, D. C., Oliveira, A. A., Pott, A., Rodal, M.J.N. & Sampaio, E. V. S. B. (1999). Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. Ciência e Cultura, 51 (5/6): 331-348.

Kunz, S. H., Martins, S. V., Ivanauskas, N. M., Silva, E. & Stefanello, D. (2010). Estrutura fitossociológica de um trecho de Floresta Estacional Perenifólia Bacia do rio das Pacas, Querência, MT. Cerne, 16 (2): 115-122. doi.org/10.1590/S0104-77602010000200001.

Lucas, E. W. M., Sousa, F. de A. S. de, Haroldo, R., Menezes, N. de, Ferreira da Costa, R. & Oliveira, L. L. de. (2006). Regionalização da Precipitação na Bacia Hidrográfica do Xingu, Pará. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, Florianópolis, Anais, 13.

Martins, S. V., Brito, E., R., B., Oliveira Filho, A.T. de (2008). Floristic composition of two wetland forests in Araguaian Plain, State of Tocantins, Brazil, and comparison with other areas. Revista Árvore, 32 (1). doi.org/10.1590/S0100-67622008000100015.

Nepstad, D. C., Mc Grath, D., Alencar, A., Barros, A.C, Carvalho, G., Santilli, M. & Vera Diaz, M. del C. (2002). Frontier governance in Amazonia. Science, 295 (5555): 629-631. doi.org/10.1590/S0100-67622008000100015.

Nunes da Cunha, C., Piedade, M. T & Junk, W. J (2015). Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macro-habitats [recurso eletrônico] / – Cuiabá: EdUFMT. Disponível em: <https://cppantanal.org.br/wp-content/uploads/2017/04/E-book-Classificacao-e-Delineamento-das-Aus.pdf>. Acesso em: mai. 2023

Panday, P. K., Coe, M. T., Macedo, M. N., Lefebvre, P., Castanho & A. D. de. (2015). Deforestation offsets water balance changes due to climate variability in the Xingu River in eastern Amazonia. Journal of Hydrology, 523, 822-829. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.018.

- Prance, G. T. (1979). Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia*, 31 (1): 26-38. doi.org/10.2307/2806669.
- Rizzini, C. T. (1992). *Tratado de Fitogeografia do Brasil*. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições. 788p.
- Rausch, L.L. & Gibbs, H.K. (2016). Property Arrangements and Soy Governance in the Brazilian State of Mato Grosso: Implications for Deforestation-Free Production. *Land*, 5 (2): 7. doi.org/10.3390/land5020007.
- Richardson, C. J. (1994). Ecological functions and human values in wetlands: a framework for assessing forestry impacts. *Wetlands*, 14 (1): 1-9. doi.org/10.1007/BF03160616
- Rossete, A. N. (2008). Caracterização e zoneamento ambiental do Município de Querência – MT. 108f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências da Saúde e Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/1617>. Acesso em: mai. 2023.
- Sanches, R. A., Futemma, C. R. T., Alves, H. Q. (2020). Indigenous territories and governance of forest restoration in the Xingu River (Brazil). *Land Use Policy*. doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104755
- Sanches, R. A. & Futemma, C. R. (2019). Seeds network and collective action for the restoration and conservation of Xingu River's springs (Mato Grosso, Brazil). *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 50, 127-150. doi.org/10.5380/dma.v50i0.59435
- Sanches, R. A. (2015). Campanha 'Y Ikatu Xingu: governança ambiental da região das nascentes do Xingu (Mato Grosso, Brasil). 296f. Tese (doutorado em Ambiente e Sociedade) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Campinas, SP. Disponível em: <https://hdl.handle.net/20.500.12733/1626170>. Acesso em: jun. 2023.
- Sanches, R. A., Rossete, A. N., Rezende, A. C. P., Alves, H. Q. & Villas-Bôas, A. (2012). Subsídios para a proteção de áreas úmidas da bacia do rio Xingu (Mato Grosso, Brasil). *Revista Árvore (Online)*, 36: 489 – 498. doi.org/10.1590/S0100-67622012000300011.
- Schiesari, L., Waichman, A., Brock, T., Adams, C. & Grillitsch, B. (2013). Pesticide use and biodiversity conservation in the Amazonian agricultural frontier. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 368, 20120378. doi.org/10.1098/rstb.2012.0378.
- Schmidt, M. V. C., Ikpeng, Y. U., Kayabi, T., Sanches, R. A., Ono, K. Y. & Adams, C. (2021) Indigenous Knowledge and Forest Succession Management in the Brazilian Amazon: Contributions to Reforestation of Degraded Areas. *Fronr. For. Glob. Change* 4:605925. doi.org/10.3389/ffgc.2021.605925
- Silva, J. P. (2012). Avaliação da diversidade de padrões de canais fluviais e da Geodiversidade na Amazônia - aplicação e discussão na bacia hidrográfica do rio Xingu. 60f. Tese (Doutorado em Geografia) - Departamento de Geografia, da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo, São Paulo. DOI: [10.11606/T.8.2012.tde-22022013-104907](https://doi.org/10.11606/T.8.2012.tde-22022013-104907)
- Skorupa, L.A. Costa, U. M. P., Cunha, P., Rossete, A. N., Fidalgo, E. C. C., Simões, M., Pedreira, B. da C. C. G. & Choueri, R. B. (2017). Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Suiá-Miçu. Série Documentos (CNPMA), Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1080466>. Acesso em: mai. 2023
- Stefanello, D. (2008). Florística, estrutura e dispersão de sementes de três trechos de floresta estacional perenifolia ribeirinha na bacia hidrográfica do rio das Pacas, Querência – MT. 2008. 83f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. Disponível em: <https://locus.ufv.br/handle/123456789/3008>. Acesso em: mai. 2023.
- Stefanello, D., Ivanauskas, N. M., Martins, S. V., Silva, E. & Kunz, S. H. (2010). Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência - MT. *Acta Amazônica*, 40 (1): 141-150. doi.org/10.1590/S0044-59672010000100018.
- Tockner, K. & Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29: 308-330. doi.org/10.1017/S037689290200022X.
- Turner, K. (1991). Economics and Wetland Management. *Ambio*, 20 (2): 59-63. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/4313777>. Acesso em: mai. 2023.
- Villas-Bôas, A. (2012). De olho na bacia do Xingu. São Paulo: Instituto Socioambiental, 61p. Disponível em: <https://acervo.socioambiental.org/acervo/publicacoes-isa/de-olho-na-bacia-do-xingu>. Acesso em: mai. 2023.

CAPÍTULO 15

RIACHOS E ÁREAS ÚMIDAS RIPÁRIAS NO BRASIL: Situação do conhecimento científico e recomendações para sua proteção*

Wolfgang J. Junk¹, Florian Wittmann², Jochen Schöngart³,
Maria Teresa Fernandez Piedade³, Cátia Nunes da Cunha⁴,
Stela Rosa Amaral Gonçalves⁵, Edelin Jean Milien⁶ e Karl Matthias Wantzen⁷

¹ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT); Rua Vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: wjj@evolbio.mpg.de

² Dep. of Wetland Ecology, Institute for Geography and Geoecology, Karlsruhe Institute for Technology, Germany.

³ Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas.

⁴ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Pesquisadora Associada, Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade; Rua Vinte, nº 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: biocnc@gmail.com

⁵ Departamento de Botânica e Ecologia, Instituto de Biociências, Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

⁶ Instituto de Biociências, Programa de Pós-graduação, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

⁷ Unesco Chair River Culture – Fleuves et Patrimoine, CNRS UMR Citeres, University of Tours and CNRS UMR LIVE, University of Strasbourg, France. Orcid 0000-0002-2192-1883

* Resumo de três levantamentos realizados pelos autores, um na Amazônia Central e dois no Cerrado de Mato Grosso, complementado com literatura. O Departamento de Ecossistemas - DECO/SAS/MMA acompanha a elaboração do Inventário Nacional de Áreas Úmidas, coordenado pelo Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU), da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT). Informações técnicas foram providenciadas também pelo Grupo de Pesquisas Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas (MAUA), do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) Manaus, Amazonas. Uma versão modificada deste artigo em inglês foi dedicada para Dr. Brij Gopal, que faleceu em 4 de janeiro de 2021 (Junk *et al.*, 2022).

RESUMO

Riachos de baixa ordem fluvial (nascentes, cabeceiras, córregos, igarapés) formam uma rede de drenagem na paisagem, que é acompanhada por Áreas Úmidas (AUs) ripárias que se estendem em cada lado dos riachos. A densidade dessa rede e a extensão das AUs ripárias dependem da precipitação, da geomorfologia, da geologia, e da cobertura vegetal nas respectivas áreas. Existem no Brasil muitos levantamentos de redes de drenagem em bacias hidrográficas, realizados pelos comitês de bacias, porém poucos consideram riachos de baixa ordem fluvial, e somente três descrevem também as AUs ripárias. Um encontra-se na Floresta Amazônica, perto de Manaus, em uma área de 927 km², e dois no Cerrado, na bacia hidrográfica do Rio Tenente Amaral, com 875 km², e na bacia hidrográfica do Rio Quilombo, com 1.669 km². Mostram-se grandes diferenças na densidade das redes de drenagem e na extensão e ecologia das AUs ripárias entre as áreas levantadas, que são explicadas pelas diferenças do volume da precipitação, da cobertura vegetal, da geologia e da geomorfologia. Esses parâmetros são usados para recomendar a separação dos riachos e suas áreas ripárias na classificação das AUs brasileiras em riachos de floresta, riachos de savana (Cerrado) e riachos de áreas áridas (Caatinga). Uma análise das informações existentes na literatura mostra que a grande maioria dos riachos tem água ácida com baixo ou até muito baixo teor de sais minerais. Somente em áreas ricas em calcário a concentração de sais minerais é mais elevada e o pH é neutro ou pouco alcalino. Inventários da vegetação ripária indicam uma

alta diversidade de plantas lenhosas, que têm o seu máximo na região florestada da Amazônia Central. A ocorrência e composição de espécies da vegetação herbácea aquática depende, entre outros, da correnteza, da quantidade de nutrientes e da disponibilidade de luz, que pode ser reduzida pela vegetação lenhosa e, na água, por substâncias em solução (ácidos húmicos e fúlvicos) e em suspensão (sedimentos finos). A correnteza tem importância principalmente para o estabelecimento de Podostemonaceae em leitos rochosos, corredeiras e cachoeiras. A fauna de invertebrados aquáticos é rica em espécies, porém, com baixa biomassa. Na maioria dos riachos faltam moluscos, que necessitam de cálcio para a formação de suas conchas. A ictiofauna nos riachos individuais não é extremamente alta, porém a betadiversidade é grande. O impacto da ação antrópica na área da captação sobre a hidrologia e ecologia dos riachos e suas AUs inclui, entre outros, desmatamento da vegetação lenhosa, pisoteio por gado, erosão e assoreamento, construção de barragens, desvio da água para irrigação e poluição. Riachos e suas áreas úmidas agregadas representam ecossistemas importantíssimos para o combate contra alguns efeitos da mudança climática global; eles garantem a disponibilidade de água, que em muitas regiões brasileiras com baixa precipitação já é um recurso escasso ou se tornará em um futuro próximo. Mostram-se, porém, lacunas enormes de conhecimento sobre a ecologia dos riachos e de suas áreas úmidas associadas em muitas regiões do Brasil. São necessários muitos estudos para elaborar uma coleção mais completa de dados científicos que sirva como base para o manejo sustentável e a proteção desses ambientes. Recomendações para a sua proteção são formuladas.

Palavras-chave: córrego, zonas ribeirinhas, hidrologia, química da água, cobertura vegetal, fauna, impactos humanos.

ABSTRACT

Brazilian streams and riparian wetlands: Status of scientific knowledge and recommendations for their protection – Low order streams build a drainage network in the landscape. This network is accompanied by riparian wetlands, which extend along the stream channel. The density of the network and the extend of the riparian wetlands depend on precipitation, geomorphology, geology and vegetation cover of the respective areas. In Brazil, there are many inventories of the drainage network in river basins, which are elaborated by local catchment committees. However, very few consider low order streams and only three also describe the connected riparian wetlands. One is situated in the Amazon rain forest near Manaus, covering an area of 927 km², and two are situated in the Brazilian savanna (Cerrado), in the Tenente Amaral River catchment of 875 km² surface area and the other in the Quilombo River catchment with an area of 1,669 km². There are large differences in stream density and the extension and ecology of the riparian areas between the three catchments, which are explained by differences of the amount of precipitation, vegetation cover, geology and geomorphology. These parameters are used to recommend the separation of streams and riparian wetlands in the Brazilian wetland classification in rain forest streams, savanna (Cerrado) streams, and dryland (Caatinga) streams. A literature study shows that the water of most streams is acidic with a low to very low content of dissolved minerals. Only in areas of carboniferous soils the amount of dissolved minerals is higher and the pH value is near neutral or slightly alcaline. Inventories of the riparian vegetation indicate a high diversity of trees and shrubs which show its maximum in the Amazonian rain forest area. The occurrence and species composition of herbaceous plants is influenced, among others, by available nutrients, current and light availability. Light can be reduced by the canopy of the riparian forest and, in water, by dissolved colored substances (humic and fulvic acids) and suspended sediments. Current affects the occurrence of Podostemonaceae in rocky stream beds, rapids and waterfalls. Aquatic invertebrate fauna is rich in species but low in biomass. In most streams mollusks are missing, which require calcium for the formation of their shells. Fish fauna diversity in individual streams is not very high, but beta-diversity is large. Human impact in the catchment area affects hydrology and ecology of streams and riparian wetlands by forest removal, cattle trampling, erosion and sediment input, construction of reservoirs, water abstraction for irrigation and water pollution, among others. Streams and riparian wetlands are important ecosystems to mitigate some effects of global climate change, because they provide water, which in many regions of Brazil is already a limiting resource or will be so in the near future. In many parts of Brazil there are big gaps of knowledge about the ecology of streams and riparian wetlands. Many studies are required to elaborate a solid scientific basis for the elaboration of strategies for the sustainable management and protection of these important ecosystems. Recommendations for actions are formulated.

Keywords: Stream, riparian zone, hydrology, water chemistry, vegetation cover, fauna, human impact

INTRODUÇÃO

Áreas Úmidas (AUs) ripárias representam o tipo de AUs que ocorrem com a maior frequência e cobertura em todo o território brasileiro. Rios e seus tributários formam uma rede de drenagem na paisagem, cuja densidade depende da precipitação, da geologia, do relevo, do tipo de solo, e da cobertura vegetal. Em áreas com elevada precipitação (>2.000 mm ano⁻¹), como na Floresta Amazônica, sempre úmida, a densidade é grande, enquanto em áreas semiáridas (precipitação <800 mm ano⁻¹), como na Caatinga no Nordeste brasileiro, a densidade é baixa. Existe um intercâmbio importante entre a água superficial e o lençol freático, que é frequentemente subestimado. Em solos arenosos, a precipitação infiltra com maior facilidade no solo do que em solos argilosos, diminuindo o escoamento superficial da água. A importância da cobertura vegetal para um sistema de drenagem equilibrado mostra-se nas áreas desmatadas em larga escala pelo agronegócio, onde a descarga de pequenos riachos é fortemente modificada e os cursos de água menores, anteriormente permanentes, secam periodicamente ou permanentemente, também afetando negativamente o lençol freático (Dias *et al.*, 2015).

Cientistas classificam o tamanho de cursos de água em ordens de acordo com o sistema desenvolvido por Strahler (1952): as nascentes são consideradas como riachos de primeira ordem. Dois riachos de primeira ordem formam um riacho de segunda ordem, dois de segunda ordem, um riacho de terceira ordem, etc. Não existe uma definição exata, a partir de qual ordem as AUs ripárias passam a ser consideradas como áreas alagáveis. Na classificação das AUs brasileiras (Junk *et al.*, 2014), AUs ripárias são consideradas aquelas classificadas na Ordem 2.2.2 como AUs sujeitas a pulsos polimodais, imprevisíveis de curta duração. Isso significa que os riachos e rios são pequenos em tamanho e escoamento, e que chuvas locais causam o aumento do seu nível de água de forma que as áreas ripárias adjacentes inundam. Poucas horas ou dias depois da chuva, o nível da água volta para o seu leito principal, enquanto os solos hidromórficos no fundo do vale e as poças remanescentes mantêm a umidade durante semanas ou meses. Obstáculos naturais, tais como afloramentos rochosos ou árvores caídas, formam, com fontes de água isoladas (“olhos d’água”), AUs permanentes localizadas ao longo do leito do córrego, em uma distribuição em forma de “miçangas em uma cadeia”. Elas podem se conectar com zonas mal drenadas do vale do córrego que formam AUs de maior extensão, principalmente no Cerrado (Veredas & Wantzen, 2003, Felfili & Silva, 1993). De acordo com a classificação das AUs brasileiras, as AUs ripárias ao longo de riachos e rios até a quinta ordem assumem a posição de macro-hábitat.

Com o aumento do tamanho do rio ampliam-se também a área de captação e o volume de água, e as variações no nível de água não correspondem mais diretamente à precipitação local. Os padrões hidrológicos dos diferentes tributários se sobrepõem. Nessas macrorregiões o pulso de inundação é influenciado pelos acontecimentos climáticos maiores, tais como as épocas chuvosas e secas. A flutuação do nível de água fica mais regular, chegando nos grandes rios a um padrão monomodal previsível, que cria outros tipos de AUs resumidos na classificação brasileira na ordem 2.2.1 como AUs sujeitas a pulsos previsíveis monomodais e de longa duração. Essas grandes AUs, como as várzeas

e igapós amazônicos, o Pantanal mato-grossense e as AUs dos rios Araguaia, Paraná e Guaporé, são formações complexas e assumem na classificação brasileira a posição de classes com vários macro-habitats. Elas não são tratadas aqui.

Na política territorial, os riachos e suas AUs ripárias são considerados principalmente como fontes de água. A ocupação do espaço pelos donos da terra, sejam eles ribeirinhos, pequenos produtores, donos do agronegócio ou os governos dos municípios e estados, causa os impactos mais diversos para as AUs ripárias. Esses impactos incluem o uso da água para diferentes fins domésticos, agropecuários e para o despejo de esgotos domésticos e industriais, causando poluição. O desmatamento e o uso da terra para os mais diversos fins na área de captação levam à destruição total das AUs ribeirinhas.

Além disso, as AUs ripárias são fortemente impactadas por barragens. As menores ficam diretamente localizadas nas nascentes, para manter superfícies de água permanentes para o gado (açudes). As maiores barragens utilizam a força da água para produzir hidroenergia. As pequenas centrais hidroelétricas (PCHs) podem facilmente ser construídas sem estudo de impacto ambiental detalhado, resultando em um aumento dramático em sua quantidade. Os efeitos individuais dessas hidroelétricas se acumulam ao longo do rio e, finalmente, provocam um grande impacto sobre o pulso da inundação e os processos ecológicos nas grandes áreas alagáveis (Ely *et al.*, 2020). Em suma, as AUs ripárias sofrem em grande escala por formas de uso agropecuário inadequado, causando erosão e assoreamento, o que leva também a mudanças na físico-química dos corpos de água. Sendo utilizadas como bebedouro para o gado, o pisoteio nas nascentes e beiras dos riachos leva à degradação dos solos e da vegetação. Sulcos erosivos (voçorocas) causam o abaixamento do nível da água subterrânea e um assoreamento que destrói as comunidades aquáticas e mata a vegetação ripária (Wantzen *et al.*, 2006; Wantzen & Mol, 2013).

Por outro lado, o sistema de drenagem fora do seu equilíbrio natural reage pela flutuação da descarga da água cada vez mais forte, muitas vezes secando quase completamente durante as épocas secas e inundando as áreas adjacentes durante pancadas de chuvas fortes, causando a cada ano danos econômicos mais severos no Brasil, inclusive perdas de vidas.

Considerando a convivência intensa entre a população humana e os riachos e suas AUs ripárias, o nosso conhecimento sobre esses ecossistemas deveria ser amplo, e uma legislação elaborada para a sua proteção e o manejo sustentável deveria existir. Infelizmente, esse não é o caso. Em nível nacional, riachos e suas AUs ripárias pertencem aos ecossistemas menos estudados no Brasil. Isso é ainda mais intrigante considerando que existem ferramentas poderosas para o seu estudo, tais como sensoriamento remoto para a análise de sua distribuição geográfica, equipamentos automatizados para o monitoramento da descarga da água em comparação com a precipitação local, medidores automatizados dos principais parâmetros físico-químicos, e especialistas para estudar os principais grupos de plantas e animais colonizando esses ecossistemas (Melo *et al.*, 2020).

Para ajudar a fechar essa lacuna, este trabalho junta as principais informações hidrológicas, hidroquímicas, limnológicas, ictiológicas e vegetacionais sobre os riachos brasileiros e suas AUs ripárias. Além disso, ele levanta problemas do impacto humano, discute as lacunas de conhecimento existentes, e faz propostas para estudos necessários para fechá-las.

1. LEVANTAMENTOS DA REDE DE DRENAGEM E DAS AUS RIPÁRIAS

De acordo com o banco global de dados do Hydro Rivers, no Brasil existem 79.250 rios de 4th e 5th ordem (Lehner & Grill, 2013). A maioria dos levantamentos de redes de drenagem em bacias hidrográficas, realizados pelos comitês de bacias, não inclui riachos de baixa ordem fluvial. Somente para as três bacias apresentadas aqui existem levantamentos dos riachos e das pequenas AUs, inclusive as AUs ripárias. Uma encontra-se na Floresta Amazônica e duas no Cerrado (Figura 1).



Figura 1. Áreas fitogeográficas e principais localidades dos estudos hidroquímicos dos Biomas brasileiros. As três bacias estudadas são indicadas no mapa com os números 1, 2 e 3.

Na Amazônia Central o levantamento foi feito para fins de aproveitamento agropecuário, em uma área de 927 km² na BR - 174 (Manaus - Boa Vista) pertencente ao Distrito Agropecuário da Suframa (Rodrigues *et al.*, 1971). Esse levantamento não se baseia na bacia hidrográfica, mas cobre as cabeceiras de vários tributários que drenam para o Rio Cuieiras, o Rio Urubu e o Rio Preto da Eva. Os autores elaboraram um mapa de solos e destacaram todos os riachos (localmente denominados igarapés). Um total de 447,2 km², correspondendo a 48% da área total levantada, estavam cobertos por solos hidromórficos indiscriminados. Esses solos foram descritos como muito ácidos e frequentemente inundados pelo transbordamento dos riachos ou permanentemente encharcados, sendo por isso a sua utilização pela agropecuária muito limitada. Parte do levantamento é mostrado na Figura 2.

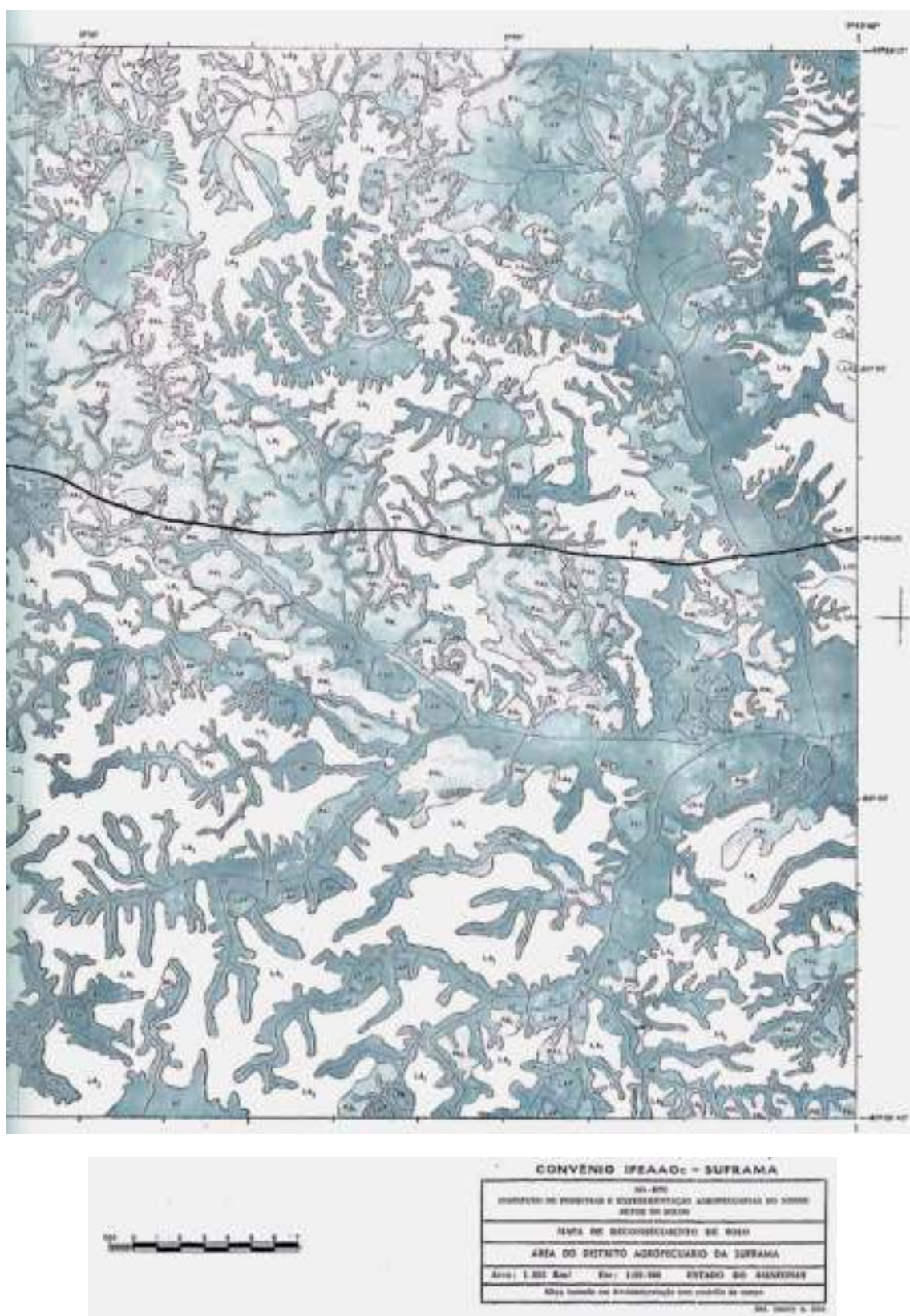


Figura 2. Mapa de uma parte da área da Suframa levantada pela equipe da IPAAOC, mostrando a rede de drenagem e os tipos de solos ao longo da Rodovia BR – 174 Manaus-Caracará (Fonte: Rodrigues *et al.*, 1971).

Na área estudada a pluviosidade média é de 2.100 mm ano⁻¹. A análise da distribuição da precipitação na região mostrou deficiência de água durante os meses entre junho e outubro. A avaliação da rede hidrográfica mostra que na área existem cerca de 800 riachos de primeira ordem.

Os números de riachos de primeira e segunda ordem têm um nível de incerteza de dez e cinco por cento, respectivamente, porque em vários casos a delimitação dos riachos no mapa era difícil. O mapeamento foi elaborado na época seca, quando os pequenos riachos tinham pouca água, e por isso provavelmente não foram indicados adequadamente no mapa. Não foi possível distinguir entre áreas ripárias, *stricto sensu*, e solos hidromórficos de outros tipos de áreas pantanosas, porque todos os tipos de AUs são interconectados. Informações sobre os riachos de ordens maiores encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1. Número de riachos de diferentes ordens fluviais em diferentes bacias hidrográficas e a precipitação anual.

O número na frente do nome dos rios corresponde à posição geográfica da bacia, indicada na Figura 1.

Bacia hidrográfica	Tamanho	Precipit.	Número de riachos por ordem				
Nome	Km ²	mm ano ⁻¹	1.	2.	3.	4.	5.
1 Riachos perto de Manaus	927	2.100	800	180	42	12	2
2 Rio Tenente Amaral	875	1.400	481	80	18	6	1
3 Rio Quilombo	1.669	1.384	180	39	13	4	1
4 Rio Laranja Doce*	1.056	1.276	84	14	4	1	0
5 Rio Paraú **	686	974	33	8	2	1	0

* CPTI (2021). ** ANA (2018)

Dois levantamentos existem no Cerrado, que é a segunda maior região fitogeográfica do Brasil cobrindo uma área de cerca de 2 milhões de quilômetros quadrados (Figura 1). Um levantamento foi feito na bacia hidrográfica do Rio Tenente Amaral, um rio da quinta ordem fluvial, perto da cidade de Jaciara (Wantzen, 1998, 2003; Wantzen *et al.*, 2006, Siqueira *et al.*, 2018). A pluviosidade é menor que na Amazônia Central, chegando em média a cerca de 1.400 mm ano⁻¹, e a densidade da rede de drenagem também é menor. Em uma área de 875 km², foram identificados 481 riachos de primeira ordem. As áreas úmidas ocuparam 23,5% da bacia hidrográfica. Cerca da metade pertence à categoria de AUs ripárias, *stricto sensu* (Wantzen *et al.*, 2006, Figura 3); a outra metade pertence a outros tipos de AUs, espalhados nos interflúvios.

A largura das AUs ao longo do córrego variou de poucos metros (mata de galeria linear) até centenas de metros (mata de brejo, permanentemente encharcada). Da mesma forma, a profundidade dos solos hidromórficos variou de menos de um metro até mais de dois metros, demonstrando que as AUs ripárias representam um estoque de carbono de grande importância, porém altamente sensível aos processos erosivos causados pela má gestão (Wantzen *et al.*, 2014).

Informações sobre os riachos de ordens maiores encontram-se na Tabela 1.

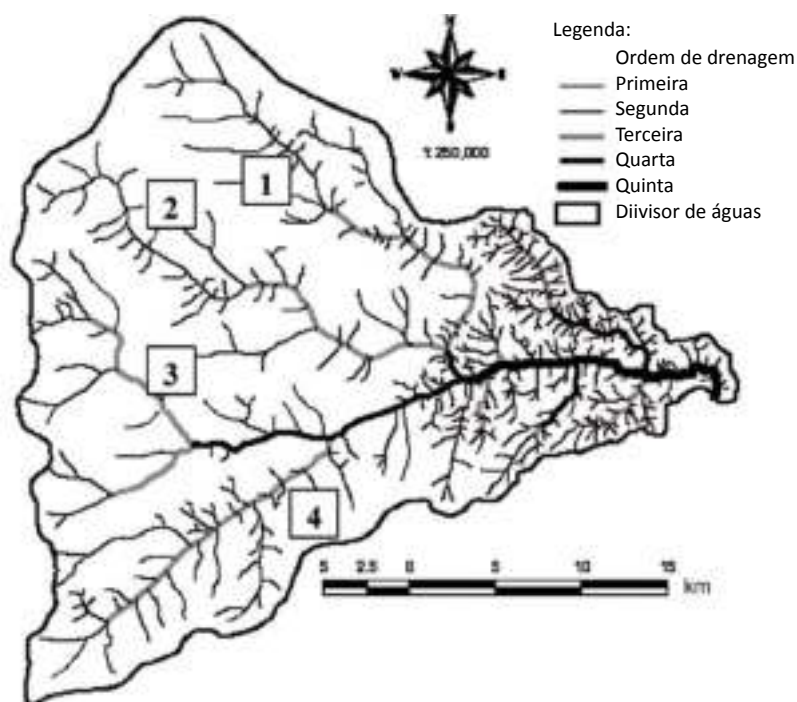


Figura 3. Mapa mostrando os córregos de primeira a quinta ordem e as sub-bacias (1) Brilhante, (2) Tenente Amaral, (3) Verde, (4) Saia Branca) (Adaptado de: Wantzen *et al.*, 2006).

No Cerrado, assim como na Floresta Amazônica, as AUs ripárias podem se estender muito além das áreas alagáveis dos córregos. O Cerrado, sendo uma savana hipersazonal por causa dos solos mal drenados, pode apresentar áreas úmidas de grande extensão imediatamente depois das primeiras chuvas (Figura 4). A maior parte do Cerrado é transformada em campos de agricultura, raramente separada da vegetação do cerrado *stricto sensu* por uma zona de tamponamento vegetada (ZTV). Na parte inclinada da microbacia podem se desenvolver solos hidromórficos cobertos por vegetação graminoide (folhagem semelhante às gramíneas) das Veredas, e localmente por buritizais (estandes monodominantes de *Mauritia flexuosa*), principalmente acima de pequenas nascentes ou em matas de brejo. Matas de galeria se desenvolvem nos solos úmidos, porém temporariamente drenados (Wantzen, 2003; Wantzen *et al.*, 2006, 2011) (Figura 4).

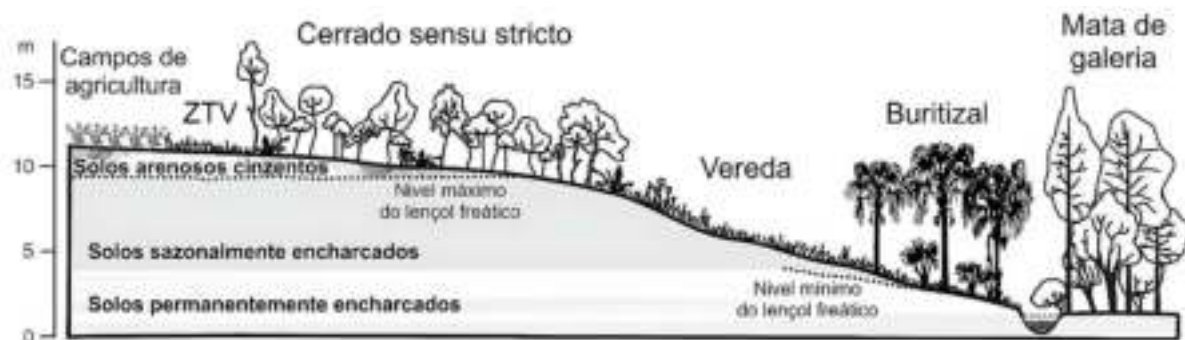


Figura 4. Sequência das formas vegetacionais no Cerrado (adaptado de Wantzen *et al.*, 2006).

O segundo levantamento no Cerrado de Mato Grosso foi feito na bacia hidrográfica do Rio Quilombo. Ele também é um rio da quinta ordem fluvial. A precipitação anual média na região é de 1.384 mm. Na bacia, com uma extensão de 1.669 km², foram mapeados 180 riachos da primeira ordem (Figura 5). Os diferentes tipos de áreas úmidas ocupam 196,71 km², correspondendo a 11,79% da bacia hidrográfica, 90,79 km² (5,44% da bacia hidrográfica) pertencem à categoria de AUs ripárias (Figura 6, adaptada de Gonçalves *et al.*, 2021). Informações sobre os riachos de ordens maiores encontram-se na Tabela 1.

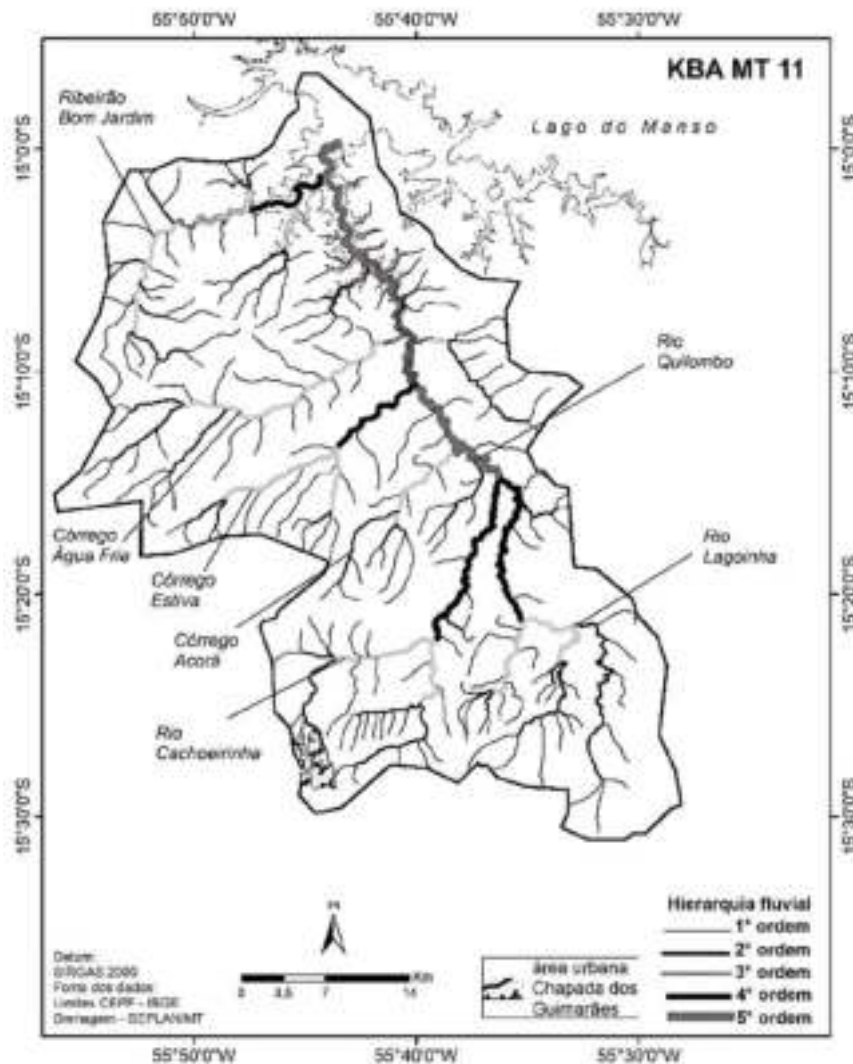


Figura 5. Sistema de drenagem do Rio Quilombo (Fonte: KBA MT 11).

A maior diferença entre as duas áreas levantadas no Cerrado é encontrada em respeito aos riachos de primeira ordem (0,55 versus 0,11 riachos km⁻²) e de segunda ordem (0,09 versus 0,02 riachos km⁻²). Uma explicação para esse fenômeno pode ser que o terreno na bacia do Rio Quilombo é mais acidentado, concentrando os riachos em um número menor de vales estreitos.

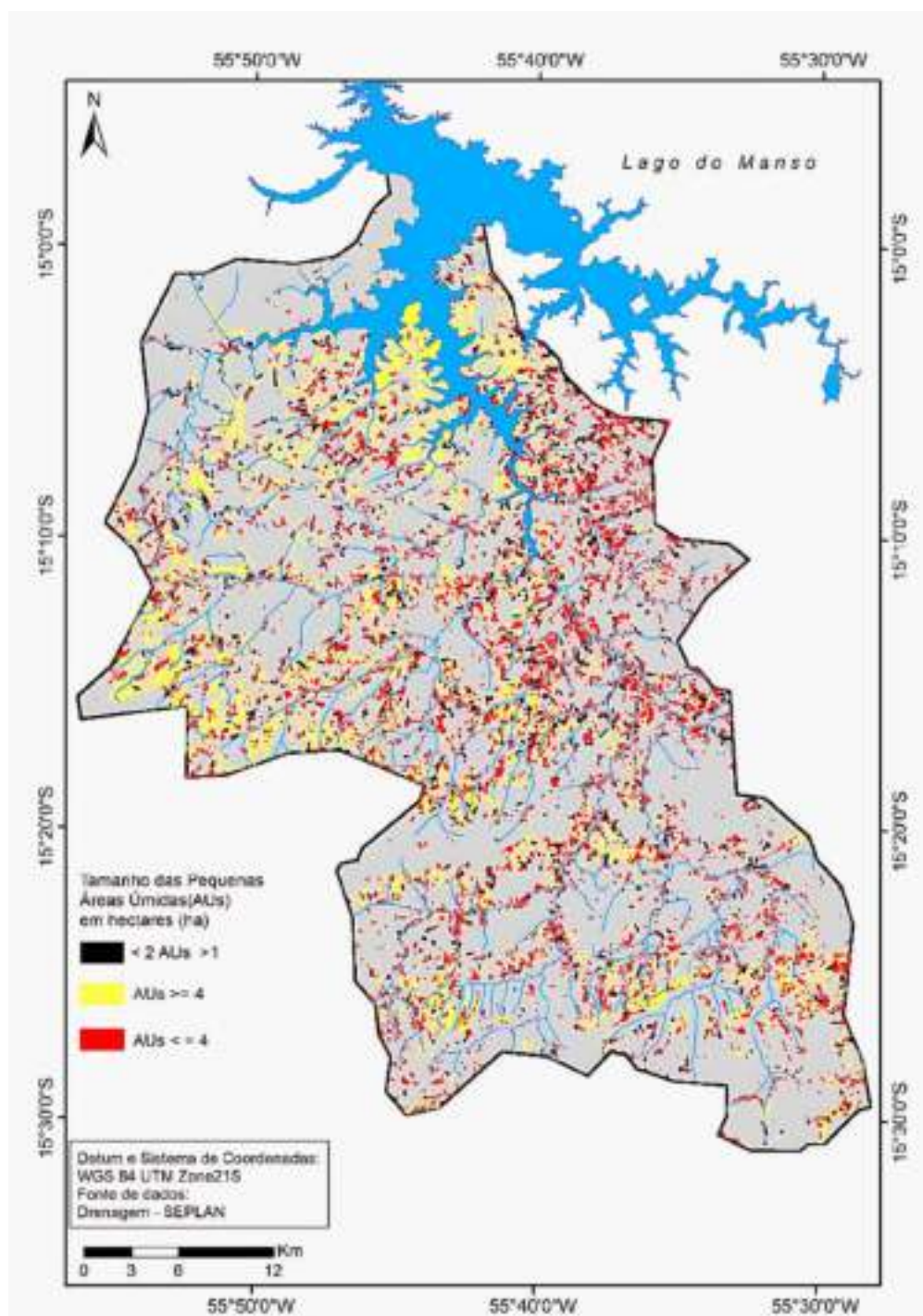


Figura 6. Pequenas áreas úmidas na bacia hidrográfica do Rio Quilombo (Adaptado de Gonçalves 2021).

A análise dos dados fornecidos pelos comitês de bacias (Tabela 1) para as outras regiões mais secas indica uma densidade de drenagem bem menor do que na Bacia Amazônica. Infelizmente, dados sobre a extensão das AUs ripárias não existem para essa região.

2. ESTUDOS HIDROLÓGICOS

Estudos hidrológicos em pequenos riachos na Floresta Amazônica mostraram que existe uma forte correlação entre a quantidade de chuva caindo em cada evento, e o volume da descarga de água dos riachos (Couto *et al.*, 2015). A área afetada pelas enchentes corresponde à extensão da AU ripária (Wickel *et al.*, 2008). Correlação similar entre eventos de chuva e volume da descarga foi descrita também por Wantzen (2003) na bacia hidrográfica do Rio Tenente Amaral (Figura 7). Além das diferenças entre os eventos individuais de chuvas existem grandes diferenças na precipitação entre épocas chuvosas e secas. Lewis *et al.* (1995) indicam para rios neotropicais em savanas e florestas secas uma relação média anual de 20 entre o escoamento máximo e mínimo, e para florestas úmidas uma relação abaixo de 10. A variabilidade da descarga diminui com o aumento do tamanho dos riachos. Wantzen (2003) estimou para riachos pequenos no Cerrado de Chapada dos Guimaraes (Mato Grosso) um aumento da descarga normal de 10 - 30 vezes, e para riachos maiores de 2 - 20 vezes a descarga normal. Para o riacho Tenente Amaral, de tamanho médio, ele indica uma relação de 3 para as médias anuais e de 10 para os valores máximos e mínimos (Wantzen, 2000).

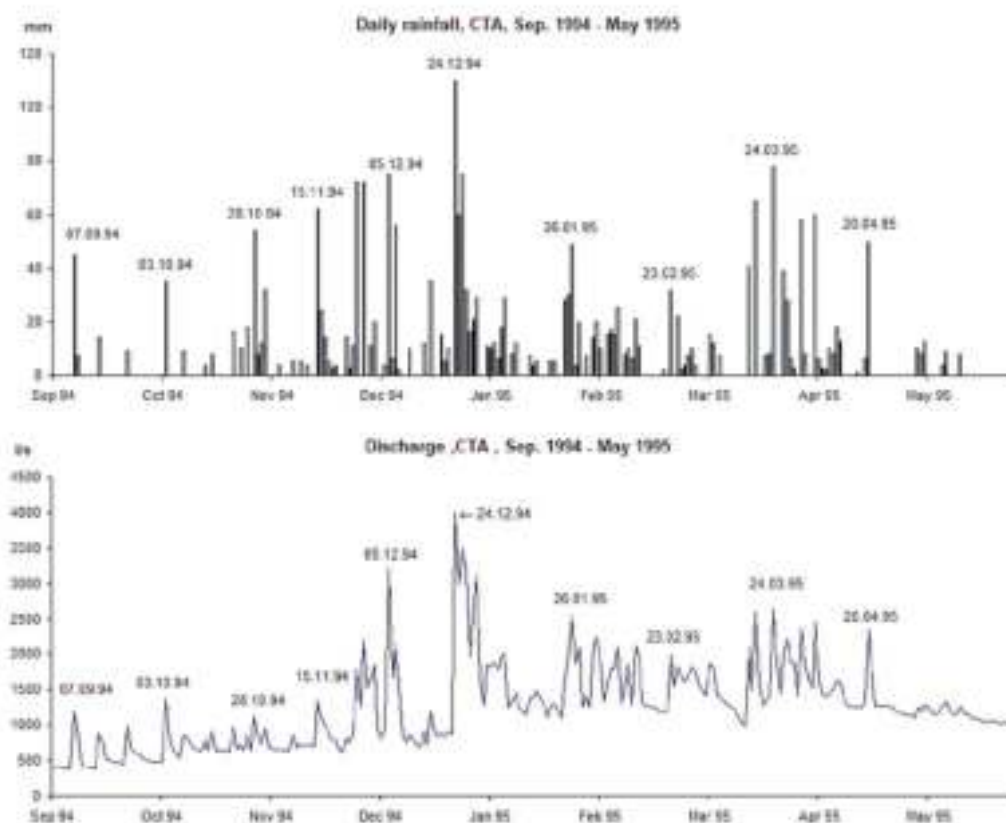


Figura 7. Precipitação e descarga do Rio Tenente Amaral (Fonte: Wantzen, 2003).

Estudos em um pequeno riacho perto de Manaus mostraram que, em média, 32,3% do escoamento total resultaram da chuva, dos quais apenas 2,8% corresponderam ao escoamento superficial direto e 67,7% derivaram da evapotranspiração. Desta quantidade, 22,0% foram interceptados pela cobertura vegetal e 45,7% foram usados pela transpiração (Franken & Leopoldo *et al.*, 1986). Os autores chegaram à conclusão de que a redução da cobertura florestal deverá alterar significativamente essas relações, com consequências sérias para o escoamento da água, a erosão e o transporte de sedimentos, diminuindo a residência da água na bacia hidrográfica. Salati e Vose (1984) indicam para a bacia modelo do riacho Tarumã-açu, perto de Manaus, uma interceptação de 25,6%, uma evapotranspiração de 48,5% e um escoamento de 25,9%.

Nas bacias de dois pequenos riachos subtropicais na Serra do Mar, perto de São Paulo, o escoamento representou 70% e a evapotranspiração, 30% da precipitação total, 15% da precipitação foi interceptada pelo dossel da floresta e 85% chegaram ao solo. Desta quantidade, 59% abasteceram o fluxo no subsolo, garantindo a descarga básica dos riachos durante o ano, 11% da precipitação total entrou nos riachos depois de temporais pelo escoamento superficial direto de áreas úmidas e das ladeiras adjacentes, e 15% voltaram para a atmosfera pela evaporação e transpiração do solo (Fujieda *et al.*, 1997). Os impactos da agropecuária sobre a hidrologia são detalhados no tópico 4.

3. ESTUDOS LIMNOLÓGICOS

Até a década de 1970 a cidade de Manaus, no centro da Bacia Amazônica, somente era acessível por via fluvial ou aérea. Isso permitiu o acesso apenas aos riachos da área ao redor da cidade. Nos anos 1970, a construção da rodovia BR-319 para o Sul do país conectou Manaus com Porto Velho, no Rio Madeira, e de lá para Cuiabá, em Mato Grosso (BR-364). No Norte, a rodovia BR-174 conectou Manaus a Boa Vista e à fronteira do país com a Venezuela. A construção da Transamazônica (BR-230) cobriu o trecho Leste-Oeste de João Pessoa para Humaitá. A construção dessas rodovias permitiu o acesso de cientistas a muitos riachos em diferentes partes da Bacia Amazônica.

3.1 Estudos hidroquímicos

Sioli (1950) diferenciou as águas amazônicas em três tipos, de acordo com a sua coloração: águas brancas, águas pretas e águas claras. Além da sua coloração, esses tipos foram caracterizados pela quantidade de material em suspensão, pH e quantidade de minerais dissolvidos, indicada pela condutividade elétrica. O autor relacionou os três tipos com a geologia de suas áreas de captação. Rios de água branca têm as suas nascentes na região Andina e Pré-Andina. Eles são turvos e têm uma cor branca/acinzentada por causa de alta carga de sedimentos em suspensão. A água é relativamente rica em sais minerais (entre 40-120 μS_{20}) e tem um valor de pH perto de neutro (pH 6-7). As áreas alagáveis acompanhando esses rios são chamadas várzeas.

A água dos rios de água preta é transparente, mas de uma cor escura por causa da alta concentração de ácidos húmicos dissolvidos, provenientes da decomposição de matéria orgânica em áreas de areia branca (podossols). Essas áreas ocorrem em pequenas manchas em toda a Amazônia, porém em maiores extensões na bacia do Rio Negro. A água é ácida (pH 4-5) e pobre em sais minerais dissolvidos (ao redor de $10 \mu\text{S}_{20}$). As áreas alagáveis acompanhando esses rios são chamadas igapós.

Rios de água clara nascem em áreas de pouca erosão, principalmente nos Escudos Arcaicos das Guianas e do Brasil Central, e.g. o Rio Tapajós. Por causa da reduzida erosão, a água é transparente e pode parecer esverdeada. A quantidade de sais minerais é de baixa a média, e o pH varia entre ácido e neutro.

Os grandes rios, que Sioli (1950) usou para sua tipologia, integram as condições geológicas nas suas grandes áreas de captação. Estudos recentes, que analisam os tributários, mostram que a variabilidade dos parâmetros hidroquímicos é muito maior (Rios-Villamizar, 2013). A maior variabilidade se encontra nos pequenos riachos, porque eles drenam seletivamente a grande variedade das feições geológicas que existem nas áreas adjacentes da bacia central amazônica, que é de origem terciária e geologicamente relativamente uniforme.

Muitos estudos sobre riachos na Floresta Amazônica e no Cerrado fornecem informações pontuais sobre as condições hidroquímicas. Para uma visão mais ampla, porém, são necessários estudos em transectos, que liguem as formações geológicas com a química da água dos riachos. Esses estudos existem ao longo de 250 km da estrada BR-174 de Manaus para a Venezuela, ao longo de 2.300 km da estrada Cuiabá–Porto Velho–Manaus (BR-364 e BR-319), e ao longo de 1.500 km da Transamazônica, entre Humaitá e Altamira (BR-230). Os transectos passam por diferentes formações geológicas e diferentes tipos de vegetação. Os resultados desses estudos fornecem um panorama geral, no qual os dados de pesquisas pontuais de outros estudos podem ser facilmente inseridos (Furch & Junk, 1980; Furch, 1985).

Os riachos mais ricos em íons são dominados por Ca e HCO_3 (águas carbonatadas). Eles nascem em bacias de origem *devônica*, *carbônica* e *jurássico-cretácea*, cujos solos contêm Ca. A maioria dos riachos, porém, é dominada por Na e HCO_3 . Eles drenam bacias de origem pré-cambriana e pliopleistocênica, caracterizadas pela falta de Ca. A ocorrência de HCO_3 como ânion dominante até em águas pobres em sais minerais é explicada pela decomposição química de silicatos (Furch, 1980, 1985).

A concentração dos sais minerais é baixa (condutividade elétrica entre $3,4 - 180,0 \mu\text{S}_{20} \text{ cm}^{-1}$; valor médio $32,1 \mu\text{S}_{20} \text{ cm}^{-1}$). O pH varia entre 4,7 - 7,4, com um valor médio de 5,6. Em comparação com o valor médio mundial [indicado por Livingstone (1963) e Bowen (1966) in Furch (1985)], as concentrações dos cátions principais (Na, K, Mg, Ca), dos ânions principais (HCO_3 , Cl, SO_4), e dos elementos traços (Ba, Sr, Al, Cu) são baixas ou até muito baixas. Somente os valores de Si e Fe correspondem ao valor médio mundial e os valores de Mn e H são superiores. A variabilidade relativamente grande na composição química representa a variabilidade na geologia das áreas de captação.

Fittkau (1964, 1967) apresenta valores médios hidroquímicos de 12 riachos na Amazônia Central, porém sem indicar as localidades estudadas. Ele chama atenção para o baixo pH (valor médio 4,5), pobreza geral de sais minerais (valor médio da condutividade elétrica de $8,52 \mu\text{S}20 \text{ cm}^{-1}$) e a falta total de cálcio. Esses dados, assim como os estudos hidroquímicos realizados em anos mais recentes (por exemplo, Horbe *et al.*, 2005, Ferreira *et al.*, 2012, entre outros), corroboram com os resultados aqui apresentados.

3.2 Estudos sobre invertebrados aquáticos

Os primeiros estudos sobre a ecologia dos invertebrados em riachos da Amazônia Central começaram na década de 1960. Fittkau (1964, 1967) chama a atenção para a baixa insolação em consequência do dossel denso da floresta, que resulta na quantidade reduzida de algas e na falta de macrófitas aquáticas, com a exceção de *Tonina fluviatilis* (Eriocaulaceae). Entre as famílias de invertebrados aquáticos faltam os moluscos por causa da ausência de cálcio na água. A família dos Chironomidae é a mais diversificada com >100 espécies estimadas. Nos anos subsequentes vários estudos foram realizados, que trataram da distribuição dos insetos em diferentes substratos e em diferentes níveis de impacto humano. A substituição da floresta por pastagens resultou em mudanças da composição das comunidades dos insetos aquáticos (Silva, 2006, entre outros). Riachos com maiores valores de vazão e ordem apresentaram comunidades mais distintas nos diferentes substratos amostrados que os riachos menores (Fidelis *et al.*, 2008).

Estudos pormenorizados sobre os invertebrados em riachos de baixa ordem fluvial foram realizados por Wantzen (1998, 2003) e Wantzen e Pinto-Silva (2006) em afluentes do Rio Tenente Amaral, nas cabeceiras do Rio Paraguai. A água desses riachos mostra baixíssimas concentrações de sais minerais, correspondendo aos resultados descritos para riachos na Chapada dos Parecis (Furch & Junk, 1980 a, b). Faltam moluscos e camarões da família Palemonidae, que necessitam de uma certa quantidade de cálcio na água. Invertebrados predadores são abundantes, mas os números, diversidade e biomassa de invertebrados trituradores são pequenos, sendo a decomposição química e mecânica da liteira mais importante do que a ação dos trituradores (Wantzen & Wagner, 2006, Wantzen *et al.*, 2008). As cachoeiras nas escarpas entre o planalto e o Pantanal servem como uma barreira biogeográfica, limitando o acesso de predadores, tais como peixes e camarões; os peixes nos córregos do planalto são geralmente de pequeno tamanho, resultando em uma fauna de invertebrados altamente diversa, principalmente de insetos (60-85% Chironomidae), com larvas de libélulas e Corydalidae sendo os predadores principais (Wantzen *et al.*, 2011a). A densidade e biomassa das comunidades bentônicas são, em geral, muito baixas, porém, localmente (especialmente em estantes de Podostemaceae acima de cachoeiras), habita uma fauna muito rica (Wantzen & Junk, 2006). Os riachos encontram-se no Cerrado, mas os resultados podem ser usados para comparar, prever e discutir os resultados

dos estudos nos igarapés amazônicos e prever impactos antropogênicos para a fauna dos invertebrados, conforme será discutido no tópico 4.

3.3 Estudos ictiológicos

Knöppel (1970) publicou o primeiro trabalho sobre os peixes e sua dieta em riachos amazônicos. Ele encontrou 49 espécies, que aproveitaram todo o espectro de itens alimentares durante o ano inteiro. Insetos aquáticos e as suas larvas, mas também muito material alóctone, como detritos de folhas do dossel e formigas fazem parte da dieta da grande maioria das espécies. Knöppel chegou à conclusão de que, apesar da pobreza de sais minerais, os igarapés proporcionam itens alimentares em quantidade suficiente para manter uma ictiofauna abundante.

Nos anos seguintes, muitos trabalhos em outros igarapés na Amazônia Central confirmaram esses resultados e adicionaram informações novas sobre o assunto. Espírito-Santo *et al.* (2009) coletaram 53 espécies em riachos de uma área de reserva próxima à cidade de Manaus. Kemenes *et al.* (2014) capturaram 66 espécies de peixes em igarapés de cabeceiras.

A diversidade de espécies em riachos individuais pode ser pequena, porém a diversidade do conjunto de igarapés na mesma região é grande. Um levantamento em 38 localidades em riachos de uma reserva florestal resultou em um total de 49 espécies, porém em média somente nove espécies por localidade (Mendonça *et al.*, 2005). Os autores chegaram à conclusão de que uma rede de reservas será necessária para conservar a diversidade de espécies ícticas dos riachos amazônicos.

Estudos da ictiofauna nos riachos do interflúvio Purus – Madeira mostram uma diversidade grande de espécies. Em várias coletas em 39 igarapés, distribuídos em 10 áreas de captação, um total de 60 espécies foi capturado (Stegmann, 2019). Observou-se que a diversidade taxonômica e funcional em riachos perto dos grandes rios é maior de que em riachos isolados, porque eles são sujeitos à influência do pulso de inundação, que aumenta a diversidade dos habitats e de recursos alimentícios durante a cheia, e oferece refúgios para as espécies durante a seca.

Efeito similar em termos de importância para as populações ícticas foi observado nas poças da zona ripária em riachos da Reserva Ducke, perto de Manaus, porém em ciclos de tempo mais curtos. A imprevisibilidade das inundações afetou importantes processos ecológicos relacionados ao tempo de permanência das poças e à conectividade hidrológica com o canal principal. A água apresenta concentração de oxigênio dissolvido mais baixa e valores de temperatura e pH mais variáveis do que os encontrados no canal (Couto *et al.*, 2015).

Algumas espécies têm adaptações que lhes permitem passar ao menos parte do ciclo de vida nas poças. Grande parte das espécies é resistente a condições de hipóxia, o que deve estar relacionado a diversos tipos de respiração acessória (Couto *et al.*, 2015). Alguns rivulídeos têm capacidade de se movimentar ativamente fora da água por meio de

saltos, o que permite a colonização (ou abandono) de poças totalmente isoladas do canal do igarapé (Pazin *et al.*, 2006). Espécies que utilizam poças parecem seguir estratégias reprodutivas diferentes de espécies que não as utilizam (ovos maiores vs. ovos menores; reprodução sazonalmente concentrada vs. difusa), o que sugere a existência de uma sincronia entre o ciclo reprodutivo de algumas espécies e a disponibilidade sazonal das poças (Espírito-Santo *et al.*, 2013). Em geral, pôde ser constatado que durante períodos de chuva a abundância de peixes era maior nas poças do que nos canais, e os peixes voltaram para os canais quando as poças começaram a secar, regulando dessa forma a estabilidade das populações (Espírito Santo *et al.*, 2016).

Enquanto muitas espécies de peixes compartilham do mesmo alimento em um habitat, nos diferentes tipos de riachos há diversidade trófica na ictiofauna. A ictiofauna em riachos profundos, de correnteza lenta, é dominada por espécies nectobentônicas, usando recursos autóctones, tais como peixes e invertebrados. Em riachos estreitos, com forte correnteza, espécies bentônicas com hábitos alimentares variáveis dominam, incluindo espécies perifitívoras e invertívoras. A ictiofauna de riachos estreitos e sombreados estava dominada por espécies nectônicas, adaptadas a explorar os recursos da vegetação marginal (Santos *et al.*, 2019).

3.4 Macrófitas aquáticas e herbáceas ripárias

Levantamentos sobre a diversidade e abundância de espécies herbáceas nas áreas ripárias de riachos não existem e informações sobre a ocorrência de macrófitas aquáticas são escassas. O levantamento mais detalhado foi feito no trecho Cuiabá–Porto Velho–Manaus durante a coleta de amostras de água (Furch & Junk, 1980 a, b). Os levantamentos foram realizados em trechos de 100 m acima e 100 m abaixo da estrada. Macrófitas aquáticas foram encontradas em 25 dos 46 igarapés levantados. Elas eram ausentes nos riachos do primeiro trecho, que drenam para o Rio Paraguai, e em um trecho na Bacia Amazônica Central estendendo-se por 200 km no Rio Castanho, até a entrada na várzea. Nesse trecho, os riachos foram represados pela construção da estrada, sendo as condições ecológicas não representativas.

A ocorrência de macrófitas aquáticas e da vegetação herbácea ripária depende da disposição de luz. Trechos dos riachos com suficiente luz mostraram uma vegetação submersa exuberante, com as espécies *Sagittaria rhombifolia*, *Eichhornia pauciflora*, *Elodea granadensis*, *Cabomba pihauhyensis*, *Nymphaea rudgeana*, *Nymphoides humboldtiana*, *Mayaca fluviatilis*, *M. kunthii*, entre outras (Figura 8).



Figura 8. Riacho no Cerrado. Córrego do Sapinho, afluente do Rio Araguaia, localizado na cidade de Alto Araguaia, em Mato Grosso. Fonte: Abilio de Moraes.

Nos riachos da várzea as macrófitas aquáticas típicas da água branca dominaram, tais como os capins aquáticos *Paspalum repens*, *P. fasciculatum*, *Echinochloa polystachya*, *Lersia hexandra* e *Oryza perennis*, e muitas espécies flutuantes, como *Eichhornia crassipes*, *Pontederia rotundifolia* e *Salvinia* spp., entre outras.

Nos tributários do Rio Tenente Amaral, no Cerrado, as macrófitas aquáticas (Podostemaceae) eram restritas para as corredeiras. As áreas ripárias estavam colonizadas pelas herbáceas das veredas adjacentes. A frequência de ocorrência de espécies carnívoras da família Utriculariaceae foi relacionada com a concentração muito baixa de nutrientes (Wantzen, 2003). O impacto negativo do aumento da carga sedimentar proveniente de áreas agrárias para as macrófitas aquáticas foi destacado por Wantzen (2006).

A biodiversidade de sistemas lênticos e lóticos na região semiárida do Brasil é afetada por secas pesadas depois de inundações curtas, como consequência das pancadas de chuvas imprevisíveis durante a época chuvosa (Maltchick & Medeiros, 2006). O forte impacto dos distúrbios hídricos foi também manifestado em levantamentos de macrófitas aquáticas em diferentes corpos de água por Matias *et al.* (2021) (Figura 9).



Figura 9. Riacho no litoral do Ceará, perto da cidade Granja durante o período seco. As palmeiras na beira são carnaúbas (*Copernicia prunifera*). (Foto: Lígia Queiroz Matias).

Os resultados apresentados e observações não publicadas do primeiro autor em muitos outros riachos levam à seguinte conclusão: a ocorrência e a abundância das macrófitas aquáticas em igarapés da terra firme dependem da disponibilidade da luz. Turbidez e concentrações altas de substâncias húmicas, que provocam a coloração escura da água, mas também o dossel fechado em riachos de floresta inibe o seu crescimento. Em áreas de corredeiras, Podostemonaceae ocorrem. As espécies dos riachos da terra firme vivem em águas muito pobres em sais minerais. As suas exigências diferem daquelas das espécies da várzea, que necessitam de mais nutrientes. O livro *Plantas Aquáticas do Brasil* (Pivari *et al.*, no prelo) certamente contribuirá para expandir as informações sobre as macrófitas aquáticas de pequenos riachos de áreas ripárias.

3.5 As florestas ripárias amazônicas

3.5.1 Fatores ambientais

Na Amazônia Central, os riachos cortam os platôs de terra firme, e criaram vales com vertentes que variam de alguns metros a dezenas de metros de altitude. Uma vez formados, os vales tendem a se alargar porque os processos de denudação, favorecidos pela alta precipitação, são mais intensos do que o processo de erosão linear causado pelo riacho no fundo do vale. Em consequência disso, o material erodido lateralmente pelas vertentes se acumula localmente em trechos ao longo do riacho. Como resultado, muitos riachos criaram uma pequena área alagável geomorfologicamente ativa, onde os sedimentos do leito do riacho são erodidos, depositados, novamente remobilizados, e assim lentamente transportados rio abaixo.

Nesses processos, a vegetação, dominada por espécies arbóreas com raízes próximas ou acima da superfície, tem um papel fundamental. As raízes e os troncos estabilizam localmente as margens contra a erosão fluviolateral; por outro lado, os troncos caem na água, mudam localmente a energia hidráulica e causam a acumulação de sedimentos arenosos e matéria orgânica, e podem, assim, redirecionar integralmente trechos do leito do igarapé em poucas horas. Essa dinâmica hidrogeomorfológica entre o leito ativo do riacho e a vegetação cria uma gama de micro-habitats com relevos e textura de substrato diferentes, e contribui para um aumento significativo na betadiversidade tanto para a flora, como para a fauna nos ambientes de terra firme.

Um fator limitante para a vegetação ripária é a escassez de luz. Os riachos na Amazônia Central geralmente são cobertos por um dossel fechado, e, se adicionalmente passarem por vales com vertentes inclinadas, recebem ainda menos a radiação solar (Figura 10). A escassez de macrófitas nesses ambientes indica a limitação causada pela insuficiência de luz. Enquanto muitas espécies arbóreas provenientes das florestas de terra firme adjacentes geralmente estão bem adaptadas a esses ambientes altamente sombreados, pelo menos durante os seus estágios juvenis, muitas outras estão limitadas pela inundação episódica e/ou hipóxia permanente nos solos encharcados. Por outro lado, espécies arbóreas bem adaptadas à hipóxia, como aquelas que colonizam as áreas periodicamente alagáveis ao longo dos grandes rios amazônicos, ou as espécies das áreas pantanosas, como os buritis (*Mauritia flexuosa*), geralmente demandam um certo nível de radiação fotossinteticamente ativa disponível para serem competitivas. Em conjunto com a escassez geral de nutrientes, tais fatores limitantes fazem com que as zonas ripárias ao longo dos riachos da Amazônia Central sejam ambientes muito especiais, que, portanto, apresentam uma composição florística distinta.

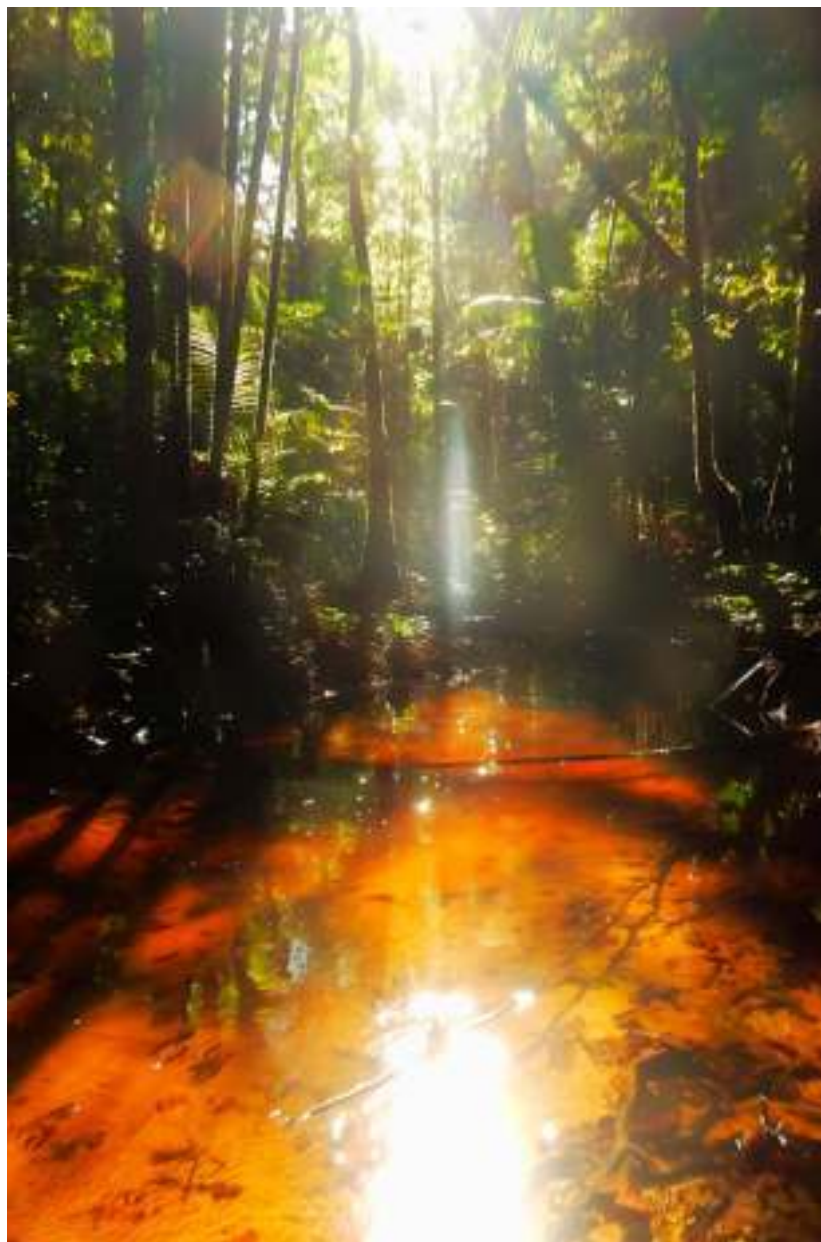


Figura 10. Riacho na Floresta Amazônica perto de Manaus. (Foto: J. Schöngart).

3.5.2 Estrutura, composição florística e riqueza de espécies

Como característica estrutural, a vegetação das zonas ripárias se destaca daquela pela baixa altura das árvores no alto dossel, que se estabelece entre 16-20 m, com espécies emergentes raramente ultrapassando 25 m de altura. Em comparação, árvores do dossel superior em florestas de terra firme alcançam em média entre 35-40 m, com árvores emergentes que frequentemente ultrapassam essas alturas. Com 550-700 indivíduos ha^{-1} (≥ 10 cm em diâmetro na altura do peito - DAP), a densidade de árvores e palmeiras nas zonas ripárias e baixios não é significativamente diferente de outros tipos florestais amazônicos (Tello, 1994; Carneiro, 2004; Brito, 2009). Brito (2009) estimou a biomassa lenhosa acima do solo de 2 ha

de florestas de baixio ao longo de um riacho na Reserva Ducke, perto da cidade de Manaus, e chegou a valores entre 154 – 166 Mg ha⁻¹. Isso representa entre 50-60% dos valores de biomassa lenhosa acima do solo em outros tipos florestais da Amazônia, tais como florestas de terra firme, várzea e igapó (Schöngart *et al.*, 2010).

Existem poucos trabalhos florísticos realizados ao longo dos riachos e baixios na Amazônia Central. No guia de identificação das espécies arbóreas de florestas de terra firme da Reserva Ducke, perto da cidade de Manaus, Ribeiro *et al.* (1999) listam 1.362 espécies arbustivas, arbóreas ou de palmeiras, destas, cerca de 600 (44%) são reportadas como ocorrendo nas zonas ripárias dos riachos e baixios associados. Cerca de um terço destas últimas (210 espécies, ou 15,4% do total das espécies descritas no guia), tem as zonas ripárias e baixios como habitat preferencial.

Tello (1994) inventariou 1 ha de floresta de baixio na Reserva Ducke e encontrou 665 indivíduos pertencentes a 118 espécies (≥ 10 cm DAP). Carneiro (2004) inventariou 3,54 ha de florestas de baixio na bacia do Rio Cuieiras e listou 2.197 indivíduos e 461 espécies. Neste último trabalho, as famílias mais importantes foram Arecaceae (15% de todos os indivíduos levantados), Fabaceae (13%), Sapotaceae (9,6%), Euphorbiaceae (8,9%) e Chrysobalanaceae (5,7%). Já em duas áreas ao longo de um igarapé na Reserva Ducke, em um total de 2 ha, Brito (2009) inventariou as espécies arbóreas e de palmeiras ≥ 10 cm DAP, e identificou 1.378 indivíduos e 239 espécies (177 e 150 espécies ha⁻¹, respectivamente). As famílias mais importantes foram Arecaceae (20% de todos os indivíduos amostrados), Myristicaceae (11,5%), Fabaceae (10%), Lecythidaceae, Burseraceae e Sapotaceae (cerca de 5% cada). *Oenocarpus bataua* (Araceae) foi a espécie que apresentou maior densidade de indivíduos (15,7% de todos os indivíduos levantados), seguida por *Iryanthera juruensis* (Myristicaceae, 3,5%), *Bellucia dichotoma* (Melastomataceae, 3,4%), *Protium hebetatum* (Burseraceae), *Virola pavonis* (Myristicaceae), *Symphonia globulifera* (Clusiaceae) e *Eschweilera bracteosa* (Lecythidaceae) (2-3% cada). Do total de 239 espécies, 107 (44,8%) estavam representadas com um único indivíduo.

Na zona ripária dos riachos da Amazônia Central predominam espécies arbóreas bem adaptadas à inundação episódica e/ou periódica, e algumas também colonizam as áreas alagáveis com pulso monomodal de alta amplitude. Gêneros como *Carapa* (Meliaceae), *Myrcia* e *Eugenia* (Myrtaceae), *Duroia* (Rubiaceae), *Terminalia* (Combretaceae), *Sloanea* (Elaeocarpaceae), *Mabea* e *Hevea* (Euphorbiaceae) e *Swartzia* e *Vatairea* (Fabaceae), entre outros, têm espécies em comum entre as áreas periodicamente alagáveis e as zonas ripárias dos riachos. Enquanto muitas dessas espécies podem tolerar meses de inundação parcial e/ou até integral nas áreas periodicamente alagáveis (por exemplo, no estágio de plântula), elas necessitam de uma estação seca durante o ano para o seu estabelecimento, crescimento e reprodução. Os substratos arenosos nas zonas ripárias provavelmente também favorecem a colonização por espécies das campinaranas parcialmente hidromórficas. Gêneros com espécies em comum incluem *Aldina* e *Swartzia* (Fabaceae), *Caraipa* (Calophyllaceae), *Manilkara* (Sapotaceae), *Vitex* (Lamiaceae), e *Simaba* e *Simarouba* (Simaroubaceae), entre outros.

As áreas com substratos mal drenados de textura fina, por outro lado, são preferencialmente colonizadas por espécies adaptadas a solos permanentemente hidromórficos. Essas espécies não toleram maiores flutuações no nível da água, porque desenvolveram adaptações específicas à hipóxia/anóxia permanente, como intensos sistemas de raízes superficiais (adventícias ou aéreas) e, em alguns casos, pneumatóforos. A espécie *Oenocarpus bataua* é a palmeira indicadora desses habitats, e pode chegar a formar florestas monoespecíficas, ou associar-se a outras espécies de palmeiras, como *Mauritia flexuosa*, *Mauritiella armata*, *Iriartella setigera*, *Hyospathe elegans*, *Socratea exorrhiza*, e várias espécies de *Bactris*. Espécies de dicotiledôneas frequentemente associadas são *Virola pavonis* (Myristicaceae), *Swartzia cuspidata* (Fabaceae), *Goupia glabra* (Celastraceae), *Symphonia globulifera* (Clusiaceae), e *Ecclinusa guianensis* (Sapotaceae).

3.6 A floresta ripária do Cerrado

Existem muitos trabalhos florísticos nas florestas ripárias de riachos do Cerrado. Como as espécies lenhosas são geralmente menores e mais baixas do que na Amazônia, a maioria dos autores escolheu 5 cm de diâmetro na altura do peito (DAP) como critério de inclusão, ou até diâmetros menores, o que complica a comparação direta entre esses inventários e aqueles da Amazônia. Além disso, a dificuldade de detectar padrões na composição florística das florestas ripárias do Cerrado também se deve à heterogeneidade do bioma em termos de cobertura de vegetação e biodiversidade, principalmente relacionadas a fatores climáticos e edáficos (Ratter & Dargie, 1992). Por exemplo, temperatura e deficiência hídrica geralmente aumentam no sentido SE-NE, e duas barreiras climáticas importantes para a composição florística atravessam o Cerrado: a ocorrência de geada ao sul de 20° S, e de secas severas ao norte de 15° S e ao leste de 45° E (Castro & Martins, 1999). Além disso, a altitude e topografia influenciam fortemente a composição florística, que pode variar de campos gramíneos a florestas com dossel fechado (Oliveira-Filho *et al.*, 1994; Ratter *et al.*, 2003).

A estrutura florestal e a composição florística das florestas ripárias dependem primariamente da topografia e saturação de água no substrato (Oliveira-Filho *et al.*, 1994; Rodrigues & Nave, 2000). Inundações das partes aéreas da vegetação arbórea frequentemente são de curta duração, e acontecem esporadicamente, após pancadas de chuva. Mesmo assim, a maioria das espécies arbóreas nas zonas ripárias estabelece as raízes perto ou mesmo abaixo do nível do lençol freático.

As espécies arbóreas das florestas ripárias representam uma subcomunidade da flora do Cerrado, e não existem espécies estritamente endêmicas. A riqueza de espécies é maior do que nas áreas sazonalmente alagáveis do Pantanal (Wittmann, 2012). Rodrigues e Nave (2000) analisaram 43 inventários em florestas ripárias do Cerrado e constataram uma similaridade florística baixa (< 30%) entre diferentes riachos e tipos de vegetação. Souza (2004) encontrou resultados semelhantes ao comparar nove inventários florísticos em florestas ripárias da bacia do alto Paraná, onde mais que 50% das espécies arbóreas foram exclusivas de uma localidade. Metzger *et al.* (1997) reportaram que 42% do total

de espécies levantadas em quatro florestas ripárias eram raras e ocorreram em uma única localidade. Assim, a alta dissimilaridade florística reflete a elevada betadiversidade do Cerrado, onde a quantidade de água e solos aluviais diferem na carga sedimentar e na fertilidade, dependendo da geologia e geomorfologia das áreas de captação. Além disso, a flora das florestas ripárias pode variar substancialmente na transição do Cerrado com os biomas vizinhos, como a Mata Atlântica no Leste, a Caatinga no Nordeste, a Amazônia no Norte e os Pampas no Sul (i.e. Rizzini, 1997; Ratter *et al.*, 2003; Marimon *et al.*, 2006).

Em uma revisão de 19 inventários florísticos em florestas ripárias do Cerrado, Wittmann (2012) notou que as famílias das espécies arbóreas mais representativas foram Fabaceae (11,5%), Myrtaceae (6,5%), Lauraceae (5%), Euphorbiaceae (4,5%) e Meliaceae (4,4%), seguidas por Annonaceae, Rubiaceae, Clusiaceae, Anacardiaceae e Burseraceae (entre 3-4% cada). As 15 espécies mais importantes (abundância relativa + dominância relativa + frequência relativa) somaram cerca de 42% da importância total. As espécies mais importantes foram *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae), *Copaifera langsdorfii* (Fabaceae), *Talauma ovata* (Magnoliaceae), *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae), *Casearia sylvestris* (Salicaceae) e *Protium spruceanum* (Burseraceae). A composição florística, porém, pode variar especialmente quando os substratos minerais são substituídos por turfeiras, como muitas vezes é o caso, por exemplo, na cabeceira dos riachos em áreas montanhosas ou em depressões interfluviais, ambos com saturação permanente.

Wittmann *et al.* (2017) fizeram uma revisão da flora arbórea alagável brasileira e reportaram para o Cerrado 846 espécies arbóreas (do total de 2.453 em todo o Brasil) em um total de 50 sítios, a maioria delas ocorrendo nas florestas ripárias de riachos de pequena ordem. Destas, 292, ou 35%, foram espécies restritas ao Cerrado, enquanto a maioria das espécies também ocorria em, no mínimo, um ou mais biomas brasileiros, principalmente na Amazônia e Mata Atlântica. A alfa-diversidade média das florestas ripárias do Cerrado foi menor do que nas áreas úmidas amazônicas e maior do que nas AUs da Mata Atlântica, mas em geral não diferiu significativamente entre esses três biomas. Provavelmente, muitas espécies de biomas mais úmidos são capazes de imigrar e se estabelecer nos refúgios das zonas ripárias do Cerrado, onde encontram condições ideais para manter as suas populações. Isso mostra que as zonas ripárias do Cerrado representam importantes rotas de migração para muitas espécies arbóreas, que através dos grandes rios geram conectividade entre os diferentes biomas brasileiros.

4. RIACHOS, ÁREAS RIPÁRIAS E IMPACTOS HUMANOS

O homem interfere nos riachos e em suas áreas ripárias em vários níveis, afetando a hidrologia, a qualidade da água, a carga sedimentar, a cobertura vegetal e a biodiversidade. Essas modificações afetam negativamente a biodiversidade, eliminando espécies adaptadas para nichos e itens alimentares específicos.

Modificações antropogênicas acontecem:

1. Pela destruição direta, como pela construção de obras de infraestrutura ou pela ocupação para fins habitacionais.
2. Pela poluição da água por esgotos domésticos, industriais, de mineração e por resíduos agrários (e.g. fertilizantes, pesticidas).
3. Pela construção de barragens, o que modifica o regime hidrológico e interrompe a conectividade longitudinal.
4. Pela destruição da vegetação natural da bacia hidrográfica por atividades agropecuárias, resultando:
 - a. na modificação da descarga da água, com aumento em curto prazo e diminuição em longo prazo;
 - b. no aumento da erosão e da carga sedimentar;
 - c. em áreas anteriormente florestadas, no aumento da incidência de luz, da temperatura ambiental e da temperatura da água;
 - d. na destruição da vegetação ripária;
 - e. na homogeneização dos nichos ecológicos dentro do leito dos riachos;
 - f. na modificação das redes alimentares.
7. Pela piscicultura dentro dos canais.

A destruição direta de áreas ripárias acontece principalmente em regiões urbanas, onde o espaço para construções civis é escasso e o crescimento da população é rápido. Os riachos são transformados em canais de concreto e as áreas ripárias estão sendo usadas para a construção de estradas. Áreas úmidas servem frequentemente para a deposição de lixo ou são usadas pela faixa mais pobre da população para a construção de casebres. As frequentes inundações colocam em alto risco a vida e os bens materiais desses moradores (Wantzen *et al.*, 2019, 2022).

Vários estudos mostram os impactos antrópicos para a química da água em pequenas bacias hidrográficas perto de Manaus. As variáveis analisadas nas águas da bacia do Tarumã-Açu e nas nascentes dos igarapés do Quarenta e Mindu mostram que as águas não impactadas são ácidas, com baixa condutividade elétrica, altos teores de oxigênio dissolvido e baixas concentrações de cátions e ânions. As demais estações de coleta com impacto humano apresentaram aumento de pH, altas condutividades, baixos teores de oxigênio dissolvido, e altas concentrações de cátions e ânions em relação às características hidroquímicas dos riachos naturais da região (Melo *et al.*, 2005).

Em um riacho, cuja nascente se encontra dentro da Reserva Ducke, na periferia da cidade de Manaus, nas áreas da reserva não impactadas foram medidos os valores médios para o pH, a condutividade elétrica e o material em suspensão de 4,47; 6,44 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e 1,25 mg L^{-1} , respectivamente. Os valores mais elevados registrados nos trechos impactados fora da reserva eram, respectivamente, 6,84, 141,50 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e 9,50 mg L^{-1} (Ferreira *et al.*, 2012).

Uma análise geral do impacto humano em riachos e áreas úmidas ripárias urbanas nos trópicos e os esforços para sua restauração foi publicada por Wantzen *et al.* (2019).

Os autores combinam a análise ecológica com problemas de saúde pública e aspectos culturais, e apontam para a necessidade de uma ampla orientação da população para a adoção das medidas necessárias para a proteção do meio ambiente.

A poluição por mercúrio nos garimpos afeta animais aquáticos e a saúde humana nas áreas afetadas, como mostrado em muitos estudos em grandes rios e áreas úmidas (Nogueira & Junk, 2000; Callil & Junk, 2011). Além da liberação de metais pesados tóxicos, o aumento da carga sedimentar em consequência de atividades mineradoras pode ser desastroso para os riachos e as áreas úmidas ripárias. Não existem estudos sobre os impactos em pequenos riachos, mas vários desastres catastróficos chamaram a atenção do público. Em novembro de 2015, a barragem de resíduos de uma represa mineradora na municipalidade de Mariana (Minas Gerais) se rompeu. A avalanche de lama destruiu a cidade de Bento Rodrigues, afetou também a cidade de Paracatu de Baixo e matou 19 pessoas. Os sedimentos contaminados por metais pesados poluíram o Rio Doce e as zonas ripárias em um trecho de cerca de 700 km até o estuário, no Oceano Atlântico (Brasil & Pires 2017; Carvalho *et al.*, 2017). Um acidente similar aconteceu em 2019 na cidade de Brumadinho, em Minas Gerais, que resultou na morte de cerca de 300 pessoas, e na poluição do Rio Paraopeba e as suas áreas ripárias em um trecho de cerca de 250 km (Freitas *et al.*, 2019).

Não existem estudos sobre o impacto de reservatórios em rios de baixa ordem fluvial e suas áreas ripárias, porém mudanças na hidrologia e na vegetação ripária podem ser previstas. A construção de estradas na Bacia Amazônica represou os rios de baixa ordem fluvial nas áreas acima das rodovias, matou muitas árvores e modificou a vegetação, favorecendo o crescimento da palmeira de pântano buriti (*Mauritia flexuosa*) (Junk, observações pessoais). Essas mudanças pequenas são somente de impacto local, mas mostram as tendências provocadas por reservatórios maiores. Trinta e cinco anos depois da construção da represa hidrelétrica de Balbina no Rio Uatumã, perto de Manaus, a vegetação da zona ripária em um trecho de mais de 125 km rio abaixo continua mostrando severos impactos. A operação da represa resultou na diminuição das inundações nas áreas mais altas da zona ripária e na invasão de espécies de árvores da terra firme. Por outro lado, a inundação prolongada das partes mais baixas resultou na mortalidade massiva de espécies altamente adaptadas a inundações. Supõe-se que os efeitos dessas mudanças influenciam não somente a composição das espécies, mas também as redes alimentares em toda a zona ripária (Schöngart *et al.*, 2021).

A destruição da floresta em grande escala pela agropecuária modifica a estrutura dos canais dos rios e dos seus habitats, alterando a qualidade e a quantidade dos sedimentos, a vegetação ripária, introduzindo grandes fragmentos de madeira, propiciando o acúmulo de folhas e outras estruturas que servem como abrigo aos organismos aquáticos. Isso resulta não somente em uma homogeneização dos habitats, mas também da ictiofauna, e contribui para a perda de espécies especializadas (Bordington *et al.*, 2015; Leitão *et al.*, 2018). Na Floresta Amazônica a destruição da cobertura florestal aumenta

a incidência de luz na água, o que permite a colonização dos riachos com algas e macrofitas aquáticas, ampliando, dessa forma, a produção primária aquática autóctone, o que modifica as redes alimentares (Bleich *et al.*, 2015).

Estudos de Dias *et al.* (2015) mostraram um escoamento médio em pequenos riachos de bacias usadas para plantios de soja cerca de três vezes maior, e a amplitude média anual da descarga duas vezes maior do que em bacias florestadas. A simulação da evaporação anual mostrou uma redução de 39% em pastos e cultivos de soja, em comparação com a floresta tropical e o Cerrado. De acordo com Chaves *et al.* (2008), o aumento da descarga dos igarapés em áreas usadas pela agropecuária amplia o risco de aumentar a carga de material em solução e de sedimentos pela erosão.

Vários estudos conduzidos por Wantzen (1998, 2006), Wantzen e Mol (2013) e Wantzen *et al.* (2006, 2011) mostram os impactos negativos diretos e indiretos dos sedimentos mobilizados por erosão antrópica sobre a estrutura do habitat, biodiversidade e funções ecossistêmicas nos córregos do Cerrado de Mato Grosso. A destruição da vegetação natural na região pela pecuária, a construção de estradas de terra, a falta de medidas de proteção contra a erosão e o pisoteio do gado resultaram na formação de grandes voçorocas. Depois de pancadas fortes de chuva, a água superficial entra em pulsos fortes pelas voçorocas, carregando muitos sedimentos para os riachos. A população dos invertebrados acima da entrada de uma voçoroca não mostrou maiores modificações durante uma pancada de chuva. Abaixo da voçoroca, contudo, o aumento dos sedimentos resultou na diminuição drástica dos invertebrados. Todos os grupos de insetos mostraram o mesmo padrão, indicando um impacto geral dos sedimentos para a qualidade dos habitats e dos recursos alimentícios (Wantzen, 2006; Wantzen & Mol, 2013). Em experimentos com substratos artificiais, o impacto dos sedimentos foi também demonstrado (Wantzen & Pinto-Silva 2006). Os impactos locais das entradas de voçorocas se superpõem ao longo do rio e criam uma dinâmica própria (Wantzen *et al.*, 2006, 2011). A areia mobilizada funciona ao mesmo tempo como um agente de abrasão, removendo qualquer superfície biológica (algas, raízes), e nas beiras do rio como uma cobertura que sufoca a vegetação ripária. Nesses pontos, novos focos de erosão se desenvolvem resultando em uma perda completa da estrutura do leito do rio. Na zona de transição Planalto-Pantanal, isso é bem visível devido aos acúmulos de sedimentos arenosos.

Junk (observação pessoal) constatou em várias viagens ao longo da Rodovia Cuiabá–Porto Velho e estradas laterais a secagem parcial ou completa de riachos de baixa ordem fluvial durante a época seca, e o aumento da carga de areia e de sedimentos em suspensão durante a época chuvosa. O aumento da erosão pode ser visto nas numerosas voçorocas. Essa situação implica consequências negativas para a vegetação submersa e ripária, e também para as represas rio abaixo, que receberão esses sedimentos, diminuindo a sua vida útil.

Martins (2020) avaliou os efeitos da interrupção de fluxo de água em riachos de primeira e segunda ordem durante épocas secas sobre a ictiofauna de 12 riachos de terra firme da bacia do Rio Xingu. As assembleias de peixes de riachos perenes apresentaram

estabilidade na sua estrutura ao longo do tempo, enquanto as assembleias de peixes dos riachos que secaram tomaram uma nova configuração após a interrupção temporária do fluxo. É de se prever que esse efeito vai aumentar em áreas de grandes pastagens e plantios agrários.

Estudos em 12 sub-bacias na bacia do alto Xingu (Mato Grosso) mostraram temperaturas mais elevadas na água em riachos drenando pastagens e plantios de soja, em comparação com riachos drenando áreas florestadas, com máximas diárias acima de 48 °C em pastagens, e de 38 °C em plantios de soja (Lorion & Kennedy, 2009). O impacto do aumento da temperatura para 13 espécies de peixes que vivem em riachos da Floresta Amazônica, com temperatura de 28-31 °C, foi mostrado por Jung *et al.* (2020). Duas espécies não toleraram períodos de até 4 semanas com temperaturas de 33 °C, e 9 espécies não sobreviveram a 35 °C. A tolerância das espécies para hipóxia diminuiu depois da exposição a temperaturas elevadas. Os autores chegaram à conclusão de que a sobrevivência de muitas espécies ícticas de riachos da Floresta Amazônica está em risco com o aumento da temperatura e a hipóxia que pode acompanhar esse fenômeno.

Uma das atividades antrópicas que requer cuidados e atenção é a piscicultura, principalmente a criação de peixes em leitos de riachos, atividade comum para produtores agrícolas de pequeno porte moradores da região amazônica, principalmente nos municípios ao redor da capital do estado do Amazonas. Essa modalidade de cultivo surgiu nos últimos anos e se mostrou tecnicamente viável para a produção em escala familiar (Fim *et al.*, 2009; Pantoja-Lima *et al.*, 2015; Rocha *et al.*, 2015; Lima, 2016). Porém, o mercado de peixe aumenta e, em várias regiões amazônicas, igarapés são represados para criar lagos de vários hectares de tamanho (Figura 11).



Figura 11. Estação de piscicultura no Rio Preto da Eva, perto de Manaus (Foto F. Wittmann).

Santos *et al.* (2020) não encontraram impactos comparando 24 riachos com e sem viveiros nos municípios de Novo Airão e Presidente Figueiredo. Porém, essa atividade é considerada como potencialmente poluente, pois os efluentes são lançados diretamente no meio aquático (Affonso *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2015). Impactos para a ictiofauna local não podem ser excluídos, por exemplo, pela alteração da morfologia do leito do riacho para a melhor adequação dos viveiros, o aporte de nutrientes oriundos da ração industrializada e alimentos alternativos, transferência de doenças, e o escape de espécies exóticas das estações.

5. DISCUSSÃO E RECOMENDAÇÕES

O Brasil é coberto por uma rede de drenagem de riachos de diferentes ordens fluviais, acompanhados por AUs ripárias, cuja densidade varia em dependência do clima, da precipitação, da cobertura vegetal, da geologia, e da estrutura geomorfológica da respectiva região. Essas AUs entram na classificação brasileira em nível de macro-hábitat como AUs ripárias ao longo de riachos e pequenos rios (1-5ª ordem fluvial). A caracterização dos riachos apresentados nesse levantamento mostra que existem nítidas diferenças entre riachos de diferentes regiões. As AUs das florestas são fortemente sombreadas e colonizadas por um grande número de espécies arbóreas e um pequeno número de plantas herbáceas. As redes alimentares se baseiam principalmente nos detritos das árvores e invertebrados terrestres. As AUs dos riachos do Cerrado são bem iluminadas, porque a cobertura por árvores é fortemente reduzida. Existe uma abundante cobertura por plantas herbáceas. As redes alimentares incluem boa parte de material autóctone (algas e macrófitas aquáticas). Os riachos da Caatinga têm alta iluminação, mas eles sofrem de estresse hídrico em virtude de secas prolongadas. Por causa dessas diferenças, propomos que as AUs ao longo de pequenos rios mudem no sistema de classificação para a categoria de subclasse, que inclui três macro-hábitats: riachos de floresta, riachos de Cerrado e riachos de Caatinga.

Um levantamento das AUs com dados de sensoriamento remoto em resolução espacial de 100 m em toda a área da Bacia Amazônica, nas elevações localizadas abaixo de 500 m acima do nível do mar, indica uma área total de cerca de 800.000 km², correspondendo a 14% da extensão da região (Melack & Hess, 2010). Porém, os autores chamam a atenção ao fato de que a sua análise não considera as AUs ao longo dos rios de baixa ordem fluvial e das pequenas áreas pantanosas interfluviais. Já em 1993, Junk, baseado no estudo de Rodrigues *et al.* (1971), estimou que a soma dessas áreas chegaria a um total de cerca de 1.000.000 km² em toda a Bacia Amazônica, superando de longe as áreas cobertas por AUs ao longo dos grandes rios e nos interflúvios. Somando todas as áreas sujeitas à alagação sazonal, episódica e permanente na Bacia Amazônica, Junk (1993) estimou uma cobertura total de cerca de 20%, um valor que na Amazonia Central certamente é maior.

O levantamento perto de Manaus apresentado neste trabalho mostra que as AUs têm uma participação em 48% na paisagem. Sem dúvida alguma a área analisada nas bacias hidrográficas perto de Manaus não é representativa para toda a Amazônia Central. Existem grandes diferenças no relevo, na geologia, tipo de solo e vegetação, como mostram os parâmetros físico-químicos da água, discutidos no tópico 3. Isso requer estudos detalhados em outras áreas. Porém, o presente estudo mostra que as AUs ripárias ao longo dos pequenos riachos ocupam uma área muito grande na Bacia Amazônica.

Se usarmos para uma estimativa no Cerrado um valor médio de 5% da área total, chegaremos a um valor de 100.000 km² de AUs ripárias, mostrando a importância desse tipo de AU na paisagem. Estamos cientes do fato de que esse número somente oferece uma ordem de magnitude, porque a base de dados para o seu cálculo é muito limitada. Contudo, a grande diferença entre as duas áreas levantadas mostra a necessidade de estudos adicionais para uma estimativa generalizada mais fidedigna.

Não existem levantamentos em outras regiões do país, mas a rede de drenagem e as AUs ripárias na Caatinga com clima semiárido certamente são bem inferiores àquela do Cerrado, indicando um gradiente dramático de cerca de 50% para <1% na participação das AUs ripárias nas diferentes paisagens brasileiras.

Estudos recentes no Projeto MabBiomas (2021) indicam para o Brasil uma superfície de água de 16.631.572 ha, correspondendo a 2% do território nacional. Nos últimos 30 anos foi observada uma perda alarmante de 3,1 milhões de hectares, correspondendo a 15,7% do total. Ganhos nas superfícies foram o resultado da construção de represas hidrelétricas. Em comparação com esses valores, as áreas cobertas por AUs são cerca de 10 vezes maiores. Não existem dados sobre as perdas, mas elas são certamente grandes e contribuem para a perda de recursos hídricos do Brasil, cuja proteção será essencial para enfrentar as consequências das mudanças climáticas no país.

Resumos sobre a ecologia nos riachos tropicais e suas AUs ripárias, com ênfase em riachos brasileiros, são apresentados por Wantzen e Junk (2000, 2006). Os autores ressaltam que a baixa concentração de sais minerais na água reduz a produção primária. Em riachos da Floresta Amazônica, a falta de luz por causa de um dossel fechado, e em riachos de água preta, pela coloração escura da água resultante da presença de substâncias húmicas, são fatores adicionais para diminuir a produção primária autóctone. Por isso, a importação de material orgânico alóctone é considerada de suma importância para as redes alimentares aquáticas.

Por outro lado, a qualidade do material alóctone varia bastante em respeito ao seu valor nutritivo. Os estudos sobre os itens alimentares dos peixes mostram um número grande de invertebrados terrestres, frutos, sementes e restos vegetais na dieta alimentar. A liteira escleromórfica, que representa a maior parte do material orgânico nos riachos, tem um valor nutritivo e uma palatabilidade muito baixos, e contém substâncias químicas tóxicas, como taninos. Os invertebrados aquáticos são muito pequenos e o seu consumo direto é muito baixo. Não existem invertebrados trituradores eficientes e em números

grandes como os Gammarídeos em riachos de áreas temperadas (Wantzen & Wagner, 2006). A decomposição do material é iniciada, principalmente, pelos fungos e não por bactérias, que poderiam facilitar a entrada do material nas redes tróficas por invertebrados filtradores (Walker, 1986, 1995). A estrutura das folhas é enfraquecida pela ação dos fungos e a frequente remobilização conduz à sua destruição, mas esse é um processo demorado. No Igapó do Rio Negro, pobre em nutrientes, Irmiler e Furch (1979) calcularam um período de 6,3 anos para a decomposição da liteira.

A vegetação ripária no centro da Bacia Amazônica é dominada por vegetação lenhosa. Na maioria dos levantamentos botânicos, essa vegetação é incluída na categoria floresta tropical sempre úmida. Porém, como foi demonstrado no levantamento da Reserva Ducke, perto de Manaus, as florestas ripárias possuem uma estrutura e composição florística distintas. Elas apresentam elevada biomassa acima do solo, que é cerca de 2/3 comparado a florestas de várzea, igapó e terra firme (Wittmann *et al.*, 2010). As florestas ripárias do Cerrado são consideradas os habitats mais ricos em espécies vegetais (Felfili, 1995), porque representam refúgios para muitas espécies arbóreas no bioma savânico (Meave *et al.*, 1991). Ao contrário da vegetação terrestre, a maioria das espécies arbóreas ripárias são sempre-verdes, com a fenologia reprodutiva distribuída ao longo do ano inteiro (Gouveia & Felfili, 1998). Nas AUs ripárias um enorme estoque de carbono é acumulado com potencial de servir como agente no combate contra o efeito estufa, porém a sua dimensão é desconhecida (Wantzen *et al.*, 2013).

O primeiro líder político que reconheceu a relação entre a cobertura vegetal da paisagem e a disponibilidade da água foi Dom Pedro II, que reinou como último imperador no Brasil entre 1831 e 1889. Ele declarou a proteção das cabeceiras dos rios nas montanhas ao redor da cidade de Rio de Janeiro e mandou realizar, entre 1862 e 1874, o plantio de 72.000 árvores frutíferas nativas e exóticas. Hoje a floresta da Barra da Tijuca é um parque nacional famoso pela sua biodiversidade e sua riqueza de recursos hídricos. Infelizmente, esse exemplo de boa liderança foi abandonado por muitos líderes políticos atuais.

Observações pessoais do primeiro autor ao longo da rodovia de Cuiabá para Porto Velho mostram que muitos riachos antigamente perenes atualmente secam periodicamente com consequências dramáticas, não somente para os organismos aquáticos, mas também para os moradores da região. Em longo prazo a destruição e superexploração dos recursos hídricos superficiais vai resultar na redução do lençol freático. Com isso, partes do Cerrado correm o risco de sofrer os mesmos problemas observados na Califórnia, aonde a superexploração dos recursos hídricos levou a sérios problemas sociais e a um colapso parcial da agricultura.

Áreas ripárias são protegidas pela lei que trata das Áreas de Proteção Permanente (APPs). Essa lei pressupõe “proteger recursos hídricos, o meio ambiente, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitando o fluxo genético da flora e fauna, protegendo o solo e assegurando o bem-estar da população”. A lei de 1965 (nº 4.771/1965), que era parte do velho código florestal, tinha definido áreas protegidas a partir do nível máximo de

inundação dos riachos, protegendo, dessa forma, as áreas ripárias de maneira eficiente. A nova Lei da Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), formulada em 2012 (nº 12. 651/2012), define a área protegida começando do leito do riacho, quer dizer, do seu nível mais baixo. Essa definição reduz consideravelmente a extensão da área ripária protegida (Campagnolo *et al.*, 2017) e não considera os impactos das variações drásticas de descargas em áreas semiáridas (Andrade, 2015).

Um estudo no estado de Mato Grosso, cobrindo as zonas fitogeográficas da parte do sul da Floresta Amazônica, do Cerrado e do Pantanal, mostrou que os diversos meios de proteção para áreas ripárias como as APPs, as reservas legais, e as áreas indígenas, parques nacionais e outras áreas de proteção podem ser muito válidos, porém a sua implementação é insuficiente (Siqueira *et al.*, 2018). A implantação das APPs não protege as zonas ripárias da retirada seletiva de madeira, principalmente de espécies de valor comercial, do pisoteio de gado (incluindo a erosão de voçorocas), da construção de estradas, da retirada de água e da construção de barragens (Wantzen *et al.*, 2006, 2011b). O tamanho das reservas legais, quer dizer, das áreas que não deveriam ser desmatadas durante o processo de conversão da vegetação da propriedade, está sendo permanentemente reduzido pela venda das áreas para novos proprietários, que irão desmatá-las mais tarde. Áreas estão sendo declaradas como reservas legais, que já estão sendo protegidas como APPs, ou áreas dentro do Pantanal estão sendo declaradas como Reservas Legais, para compensar áreas desflorestadas no Cerrado (Siqueira *et al.*, 2018).

Discussões com fazendeiros mostram que eles estão dispostos a contribuir para a conservação e o reflorestamento das cabeceiras com espécies nativas, mas não fazem isso pela falta de apoio técnico e financeiro (Wantzen, pers. obs.). Problemas sociais, como a pobreza extrema entre trabalhadores rurais nas plantações de cana-de-açúcar e nas populações das favelas nos arredores dos centros urbanos, resultam na deterioração dos riachos e das zonas ripárias associadas, mesmo em locais mais distantes dos povoados (Wantzen *et al.*, 2019).

Considerando o fato de que, de 79.250 bacias da quarta até quinta ordem fluvial, somente 3 dispõem de informações quantitativas sobre AUs ripárias, além de algumas outras pequenas AUs, um levantamento em nível nacional é necessário, acompanhado por uma análise temporal de sua degradação, indicando os fatores e os atores responsáveis por essas ações. A grande diferença na densidade da rede de riachos e das AUs ripárias nas duas bacias hidrográficas do Cerrado com precipitação similar, descritas neste artigo, mostra a necessidade premente deste levantamento. O primeiro passo nessa direção pode ser o estabelecimento de um programa de estudos ao longo de transectos, que passem por diferentes regiões climáticas, fitogeográficas e geológicas. Isso pode ser feito ao longo das grandes rodovias, como já foi demonstrado ao longo da Transamazônica e nas rodovias conectando Cuiabá, Porto Velho, Manaus e a fronteira de Venezuela (Furch & Junk, 1980a, b, Furch, 1985). Estudos de casos adicionais podem e devem ser incluídos para produzir uma base de dados adequada para a elaboração de um programa nacional de restauração e conservação das AUs ripárias brasileiras.

REFERÊNCIAS

- Affonso, G.E., Brasil, E.M., Souza, R.T.Y.B. & Ono, E.A. (2012). Criação de Matrinchã (*Brycon amazonicus*) em canais de igarapé no Alto Rio Negro, AM. In: Souza, L.A.G. & Castellón, E.G. (eds.): Projeto fronteira: desvendando as fronteiras do conhecimento na região Amazônica do Alto Rio Negro. Manaus: INPA: 350p.
- ANA (2018). Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu: resumo executivo/ Agência Nacional de Águas. – Brasília: 168 pp.
- Andrade J. H. R. (2015). Mudanças na forma de delimitar a área de proteção permanentes (APP) dos rios e suas implicações para os rios Semiáridos. II workshop Internacional sobre a água no semiárido brasileiro. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional. UEPB. Campina Grande, PB.
- Araújo-Lima, C.A.R.M., Jiménez, L.F., Oliveira, R.S., Eterovick, P.C., Mendonza, U., *et al.* (1999). Relação entre o número de espécies de peixes, complexidade de hábitat e ordem do riacho nas cabeceiras de um tributário do rio Urubu, Amazônia Central. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 11(2): 127-135
- Barros, D.F., Albernaz, A.L.M., Zuanon, J., Espírito Santo, H.M.V., Mendonça, F.P. & Galuch, A.V. (2013). Effects of isolation and environmental variables on fish community structure in the Brazilian Amazon Madeira-Purus interfluve. *Braz. J. Biol.*, 73 (3): 491-499.
- Bleich, M.E., Piedade, M.T.F., Mortati, A.F. & André, T. (2015). Autochthonous primary production in southern Amazon headwater streams: Novel indicators of altered environmental integrity. *Ecological Indicators* 53: 154–161.
- Bordignon, C.R., Casatti, L., Pérez-Mayorga, M.A., Teresa, F.B. & Brejão, G.L. (2015). Fish complementarity is associated to forests in Amazonian streams. *Neotropical Ichthyology*, 13 (3): 579 - 590.
- Bowen, H.J.M. (1966). Trace elements in biochemistry. London, New York, Academic Press: 241pp.
- Brasil, L.M. & Pires, V. (2017). O que a lama nos deixou: reflexões sobre a tragédia de Mariana, a mídia e a mineração no Brasil. *Chroniques des Ameriques* 17: 1–7.
- Brito, J.M. (2009). Estrutura e composição florística de floresta de baixo de terra firme da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central. M. Sc. Thesis, INPA, Manaus: 65pp.
- Budke, J.C., Jarenkow, J.A. & Oliveira-Filho, A.T. (2008). Tree community features of two stands of riverine forest under different flooding regimes in Southern Brazil. *Flora* 203:162-174.
- Callil, C. & Junk, W.J. (2011). Gold-mining near Pocone: environmental, social, and economic impact. In Junk, W.J., da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds): *The Pantanal: Ecology, Biodiversity and Sustainable Management of a Large Neotropical Seasonal Wetland*. Pensoft, Sofia: 693–715.
- Campagnolo, K, Silveira, G.L., Miola, A.C., & Silva, R.L.L. (2017). Permanent preservation area of a river and analysis of protection legislation of native vegetation. *Ciência Florestal*, Santa Maria 27 (3): 831-842.
- Carneiro, V.M.C. (2004). Composição florística e análise estrutural da floresta primária de terra firme na bacia do rio Cuieiras, Manaus-AM. M. Sc. Thesis, INPA, Manaus.
- Carvalho, F.A., Nascimento, M.T., Braga, J.M.A. & Rodrigues, P.J.F. (2006). Estrutura da comunidade arbórea da floresta atlântica de baixada periodicamente inundada na reserva Biológico de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 57: 503-518.
- Carvalho, M.S., Ribeiro, K.D., Moreira, R.M. & de Almeida, A.M. (2017). Concentration of metals in the Doce River in Mariana, Minas Gerais, Brazil. *Acta Brasiliensis* 1, Environmental Chemistry 1(3): 37–41.
- Casatti, L., Teresa, F.B., Goncalves-Souza, T., Bessa, E., Manzotti, A.R., Goncalves, C.S. & Zeni, J.O. (2012). From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, 10 (1): 205-214.
- Castro, A.A.J.F & Martins, F.R. (1999). Cerrados do Brasil e do Nordeste: caracterização, área de ocupação e considerações sobre a sua fitodiversidade. *Pesquisas Foco*, São Luis 7: 147-178.

CPTI (2021). Diagnóstico da situação dos recursos hídricos da UGRHI–22 Pontal do Paranapanema: Plano de Bacia. Mapa 1 Rede de Drenagem. Cooperativa de serviços industriais, pesquisas Tecnológicas E (CPTI), São Paulo. <http://cbhpp.org/files/2014/08/Mapa-1-Rede-de-Drenagem.pdf>. Acessado em 24 de outubro de 2021.

Couto, T.B.A., Espírito Santo, H.M.V., Leitão, R.P., Bastos, D.A., Dias, M.S. & Zuanon, J.A.S. (2015). Os peixes e as poças: o uso de áreas marginais alagáveis por peixes de igarapés amazônicos. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia* 116: 31–39.

Dias, L.C.P., Macedo, M.N., Costa, M.H., Coe, M.T. & Neill, C. (2015). Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4: 108 - 122.

Ely, P., Fantin-Cruz, I., Tritico, H.M., Girard, P. & Kaplan, D. (2020). Dam-Induced Hydrologic Alterations in the Rivers Feeding the Pantanal. *Frontiers in Environmental Science* 8.

Espínola, L. A., Rabuffetti, A. P., Carrara, N., Abrial, E., Ferlay, E. M. C., Yoya, F., Blettler, M. C. M., Baigún, C., Wantzen, K. M. & dos Santos, L. N. (2022). Increased geographical distribution and richness of non-native freshwater fish species in Argentina: evidence from a literature review. *Biological Invasions*, 1-24. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02742-5>

Espírito-Santo, M.V.H. & Zuanon, J. (2016). Temporary pools provide stability to fish assemblages in Amazon headwater streams. *Ecol Freshw Fish*. 26(3): 475–83.

Espírito-Santo, H.M.V., Rodríguez, M.A. & Zuanon, J. (2013). Reproductive strategies of Amazonian stream fishes and their fine-scale use of habitat are ordered along a hydrological gradient. *Freshwater Biology*, 58: 2494-2504.

Felfili, J.M. (1995). Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in Central Brazil. *Vegetatio* 117: 1-15.

Felfili, J.M. & Silva jr., M.C. (1993). A comparative study of cerrado (sensu stricto) vegetation in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9: 277-289.

Ferreira, S.J.F., Miranda, S.A.F., Marques-Filho, A.O. & Silva, C.C. (2012). Efeito da pressão antrópica sobre igarapés na Reserva Florestal Adolpho Ducke, área de floresta na Amazônia Central. *Acta Amazonica*. 42 (4): 533-540.

Ferreira, S.J.F., Pinel, S., Ríos-Villamizar, E.A. *et al.* (2021). Impact of rapid urbanization on stream water quality in the Brazilian Amazon. *Environ Earth Sci* 80, 316: 16pp.

Fim, J.D.I., Guimarães, S.F., Filho, A.S., Bobote, A.G. & Filho, G.R.N. (2009). Manual de criação de matrinhã (*Brycon amazonicus*) em canais de igarapé. Editora INPA. Manaus-AM: 48pp.

Fidelis, L., Nessimian, J.L. & Hamada, N. (2008). Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. *Acta Amazonica*. 33(1): 127-134.

Fittkau, E.J. (1964). Remarks on limnology of central Amazon rain-forest streams. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 15: 1092-1096.

Fittkau, E.J. (1967). On the ecology of Amazonian rain-forest streams. *Atas do Simpósio sobre a Biota Amazonica 3 (Limnologia)*: 97-108.

Franken, W. & Leopoldo, P.R. (1986). Relações entre fluxos de água subterrânea e superficial em bacia hidrográfica caracterizada por cobertura florestal amazônica. *Acta Amazonica*, 16: 253–262.

Freitas, C.M., Barcellos, C., Asmus, C.I.R.F., da Silva, M.A. & Xavier, D.R. (2019). Da Samarco em Mariana a Vale em Brumadinho: desastres em barragens de mineração e Saúde Coletiva. *Cad. Saúde Pública*. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00052519>.

Fujieda, M., Kudoh, T., Cicco, V. & Carvalho, L. (1997). Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. *Journal of Hydrology*, 196 (1-4): 26-46.

Furch, K. (1984). Water chemistry of the Amazon. The distribution of chemical elements among freshwaters. In: Sioli, H. (ed.): *The Amazon – limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Junk, The Hague: 167-199.

Furch, K. 1985: Hydrogeochemie von Fließgewässern im Bereich der Transamazonica (Nordbrasilien). *Amazoniana* 9(3): 371-410.

Furch, K. & Junk, W.J. (1980). Water chemistry and macrophytes of creeks and rivers in the Southern Amazonia and the Central Brazilian Shield. In: Furtado, J.I. (ed.) *Tropical Ecology and Development*: 771-796.

Gonçalves, S.R.A (2021). Inventário e Classificação de Pequenas Áreas Úmidas para a Gestão e Manejo Sustentável com Uso de Sensoriamento Remoto. Ph. D. thesis, Universidade Federal de Mato Grosso, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Cuiaba. MT.

Gonçalves, S.R.A, Junk, W.J. & Nunes da Cunha, C. (2021). Small wetlands in the Brazilian savanna (cerrado): An underestimated freshwater resource. *Profiscientia*, 15: 165-189.

Gouveia, G.P. & Felfili, J.M. (1998). Fenologia de comunidades de Cerrado e de mata de galeria no Brasil Central. *Revista Árvore* 22: 443-450.

Haase, K. & Rätsch, G. (2010). The morphology and anatomy of tree roots and their aeration strategies. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Ecological Studies, Vol. 210: 141 - 161.

Hamada, N., Nessimian, J.L. & Querino, R.B. (2014). Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Editora do INPA, Manaus: 724 pp.

Hamilton, S.K., Sippel, S., Calheiros, D. & Melack, J.M. (1999). Chemical characteristics of Pantanal waters. Proceedings of the second Symposium on natural and socio-economic resources of the Pantanal: Management and conservation. Corumbá, Brazil, Brazilian Corporation for Agricultural Research, Brasília: 89-100.

Heckman, C. W. (1995). The Chemistry of Headwater Streams in the Rio das Mortes System and its effect on the Structure of the biotic community. In: Seidl, P.R., Gottlieb, O.R., Kaplan, M. A. (eds.): *Chemistry of the Amazon*. ACS Symposium Series 588: 248-264.

Horbe, A.M.C., Gomes, L.F., Miranda, S.F. & Silva, M.do S.R. (2005). Contribuição à hidroquímica de drenagens no Município de Manaus – AM. *Acta Amazonica*. Vol 35 (2): 119-124.

Irmiler, U. & Furch, K. (1980). Weight, energy and nutrient changes during the decomposition of leaves in the emersion phase of Central-Amazonian inundation forests. *Pedobiologia* 20: 118–130.

Jung, E.H., Brix, K.V., Richards, J.G., Val, A.L. & Brauner, C.J. (2020). Reduced hypoxia tolerance and survival at elevated temperatures may limit the ability of Amazonian fishes to survive in a warming world. *Science of The Total Environment*

Junk, W.J. (1993). Wetlands of Tropical South America. In: Whigham, D., Hejny, S. & Dykyjova, D. (eds.): *Wetlands of the world*. Dr. W. Junk Publ., Dordrecht, Boston, Lancaster: 679-739.

Junk, W.J. & Furch, K (1980). Química da água e macrófitas aquáticas de rios e igarapés na Bacia Amazônica e nas áreas adjacentes. I. Trecho Cuiabá - Porto Velho - Manaus. *Acta Amazonica* 10(3): 611-633.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J.M. & Wittmann, F. (2011). A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands* 31: 623-640.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J., & Parolin, P. (eds.) (2010). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Ecological Studies, Vol. 210: 615 pp.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchick, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y. & Agostinho, A.A. (2014). Brazilian wetlands: definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Environments* 24: 5-22.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Cunha, C.N., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. A (in press): Classificação das áreas úmidas brasileiras e sua implicação para a definição e classificação das macrófitas aquáticas e hidrófitas lenhosas. In: Pivari, M.O.D., Melo, P.H.A. & Moura-Júnior, E.G. (Eds.): *Plantas Aquáticas do Brasil*.

- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Nunes da Cunha, C., Gonçalves, S.R.A., Wantzen, K.M. & Wittmann, F. (2022). Riparian wetlands of low-order streams in Brazil: extent, hydrology, vegetation cover, interactions with streams and uplands, and threats. *Hydrobiologia*, <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05056-8>
- Kemenes, A. & Forsberg, B.R. (2014). Factors influencing the structure and spatial distribution of fishes in the headwater streams of the Jaú River in the Brazilian Amazon. *Braz. J. Biol.*, 74 (3): 23-32.
- Knöppel, H.A. (1970). Food of central Amazonian fishes. *Amazoniana* 2: 257-352.
- Lähteenoja, O., Ruokolainen, K., Schulman, L. & Oinonen, M. (2009). Amazonian peatlands: an ignored C sink and potential source. *Glob Chang Biol.* 15: 2311–20.
- Lehner, B. & Grill G. (2013). Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the worlds large river systems. *Hydrological Processes*, 27(15):2171–2186.
- Leitão, R., Zuanon, J., Mouillot, D., Leal, C., Hughes, R., Kaufmann, P., *et al.* (2018). Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography* 41(1): 219–32.
- Lewis, W.M., Hamilton, S.K. & Sounders III, J.F. (1995). Rivers of northern South America. In: Cushing, C.E., Cummins, K.W. & Minshall, G.W. (eds.): *River and stream ecosystems. Ecosystems of the World* 22, Elsevier, Amsterdam: 219 - 256.
- Lima, M., Firmino, V.C., de Paiva, C.K.S., Juen, L., & Brasil, L.S. (2022). Land use changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in the Amazon. *J Insect Conserv.* <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00375-6>
- Livingstone, D.A. (1963). Chemical composition of rivers and lakes. U.S. Geological Survey, Professional Paper 440.
- Lorion, C.M. & Kennedy, B.P. (2009). Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, 19(2): 468 - 479.
- MapBiomias (Água) (2021). A dinâmica da superfície de água no território brasileiro. Principais resultados do Mapeamento anual e mensal da superfície de água no Brasil entre 1985 até 2020. <https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/MapBiomias>
- Maltchick, L. & Medeiros, E.S.F. (2006). Conservation importance of semiarid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 665-677.
- Marimon, B.S., Lima, E.S., Duarte, T.G., Chieregatto, L.C. & Ratter, J.A. (2006). Observations on the vegetation of Northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany* 62: 323-341.
- Marques, M.C.M., Silva, S.M. & Salino, A. (2003). Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta higrófila da bacia do Rio Jacaré-Pepira, SP-Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 17: 495-506.
- Martins, A.R. (2020). Composição e estabilidade temporal de assembleias de peixes em igarapés de cabeceira na bacia do rio Xingu. M. Sc. thesis, INPA, Manaus: 74 pp.
- Matias, L.Q., Guedes, F.M., Nascimento, H.P. do & Sfair, J.C. (2021). Breaking the misconception of a dry and lifeless semiarid region: the diversity and distribution of aquatic flora in wetlands of the Brazilian Northeast. *Acta Botanica Brasilica* - 35(1): 46-61.
- McCormick, J.F. (1979). A summary of the national riparian symposium. In Johnson, R.R. & McCormick, J.F. (eds.): *Strategies for protection and management in floodplain wetlands and other riparian ecosystems*. US Dep. Agr.For. Serv. (General Technical Report WO 0197-6109: 12), Washington, DC, USA: 362-363.
- Meave, J., Kellman, M., Mac Dougall, D. & Rosales, J. (1991). Riparian habitats as tropical forest refugia. *Global Ecology and Biogeography Letters* 1: 69-76.

- Melack, J. & Hess, L.L. (2010). Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon Basin. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (Eds.): *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Ecological Studies, Vol. 210: 43-59.
- Melo, D.C.D., Ramos, G., Ferreira, G. Schwambach, D. & 15 other authors (2020). The big picture of field hydrology studies in Brazil. *Hydrological Science Journal*: 64pp.
- Melo, E.G.F., Silva, M.S.R. & Miranda, S.A.F. (2005). Influência antrópica sobre água de igarapés na cidade de Manaus – Amazonas. *Revista On-line Caminhos de Geografia*. 5(16): 40 - 47.
- Mendonça, F.P., Magnusson, W.E. & Zuanon, J. (2005). Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia* 4(4): 751–64.
- Metzger, J.P., Bernacci, L.C. & Goldenberg, R. (1997). Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). *Plant Ecology* 133: 135-152.
- Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J., Marco-Junior, P., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J.D. & Juen, L. (2008). Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614: 117-131.
- Nogueira, F. & Junk, W.J. (2000). Mercury from Goldmining in Amazon Wetlands: Contamination sites, intoxication levels and dispersion pathways. In Junk, W.J., Ohly, J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds): *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Backhuys Publishers, Leiden: 477–503.
- Nogueira, F.M. de B., Silveira, R.M.L., Girard, P., Silva, C.J.da, Abdo, M.S.A. & Wantzen, K.M. (2011). Hydrochemistry of lakes, rivers and groundwater.- In: Junk, W.J., Silva, C.J.da, Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds.): *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*: 167-198.
- Oliveira-Filho, A.T., Almeida, R.J., Mello, J.M. & Gavilanes, M.L. (1994). Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho de mata ciliar dos córregos das Vilas Boas, Reserva Biológica do Poco Bonito, Lavras (MG). *Revista Brasileira de Botânica* 17: 67-85.
- Oliveira-Filho, A.T., Budke, J.C., Jarenkow, J.A., Eisenlohr, P.V. & Neves, D.R.M. (2013). Delving into the variations in tree species composition and richness across South-American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology* 8: 242-260.
- Pantoja-Lima, J., Santos, E.M., Oliveira, A.T., Araujo, R.L., Silva Junior, J.A.L., Bernardino, G., Alves, R.R.S., Ferraz Filho, A., Gomes, A.L. & Aride, P.H.R. (2015). Pesquisa e transferência de tecnologia aliadas para desenvolvimento da aquicultura no Estado do Amazonas. In: Dias, M.T. & Mariano, W.S. (eds.): *Aquicultura no Brasil: novas perspectivas*. 2 ed. São Carlos: 313-332.
- Pazin, V.F.V., Magnusson, W.E., Zuanon, J. & Mendonça, F.P. (2006). Fish assemblages in temporary ponds adjacent to “terra-firme” streams in Central Amazonia. *Freshwater Biology*, 51: 1025-1037.
- Pivari, M.O.D., Melo, P.H.A. & Moura-Júnior, E.G. (Eds.) (no prelo): *Plantas Aquáticas do Brasil*.
- Porto, M.L., Longhi, H.M., Citadini, V., Ramos, R.F. & Mariath, J.E.A (1976). Levantamento fitossociológico em área de “mata-de-baixio”, na estação Experimental de Silvicultura Tropical- INPA - Manaus - Amazonas. *Acta Amazonica*, 6: 301-318.
- Ratter, J.A. & Dargie, T. (1992). An analysis of the floristic composition of 26 Cerrado areas in Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 49(2): 235-250.
- Ratter, J.A., Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. (2003). Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation III: Comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 60: 57-109.
- Ribeiro, J.E.L., Hopkins, M.J.G., Vicentini, A., Sothers, C.A., Costa, M.A.S., Brito, J.M., Souza, M.A.D., Martins, L.H., Lohmann, L.G., Assuncao, P.A., Pereira, E.C., Silva, C.F., Mesquita, M.R. & Procópio, L. C. (1999). *Flora da Reserva Ducke*. INPA-DFID, Manaus: 869 pp.

Ríos-Villamizar, E.A., Adeney, J.M., Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (2020). Physicochemical features of Amazonian water typologies for water resources management. The 2nd International Symposium on Water Pollution and Treatment IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science 427: 1-8.

Rizzini, C.T. (1997). Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Âmbito Cultural Ed. Rio de Janeiro: 747pp.

Rocha, C.M.C., Routledge, E.A.B., Lima, A.F., Varela, E.S. & Lundstedt, L.M. (2015). Panorama da aquicultura na Amazônia. Revista de Agropecuária da Embrapa Oriental – Agro Foco. Ano I. nº2.

Rodrigues, R.R. & Nave, A.G. (2000). Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F. (eds.): Matas ciliares: conservação e recuperação. Edusp/Fapesp São Paulo: 45-71.

Rodrigues, T.E., Morikawa, I.K., Reis, R.S. dos & Falesi, I.C. (1971). Solos do distrito agropecuário da SUFRAMA (Trecho km 30 – km 79, Rod. BR -174): Instituto de Pesquisa e Experimentação Agropecuária Ocidental (IPAA-Oc), Serie Solos I: 99pp.

Rolim, S.G. & Chiarello, A.G. (2004). Slow death of Atlantic forest trees in cocoa agroforestry in Southeastern Brazil. Biodiversity and Conservation 13: 2679-2694.

Rolim, S.G., Ivanauskas, N.M., Rodrigues, R.R., Nascimento, M.T., Gomes, J.M.L., Folli, D.A. & Couto, H.D.Z. (2006). Composição florística do estrato arbóreo da floresta estacional semidecidual na planície aluvial do Rio Doce, Linhares, ES, Brasil. Acta Botânica Brasilica 20(3): 549-561.

Salati, E. & Vose, P. (1984). Amazon basin: a system in equilibrium. Science, Vol. 225, Issue 4658: 129-138.

Santos, L.L., Benone, N.L., Soares, B.E., Barthem, R.B. & Montag, L.F.A. (2019). Trait–environment relationships in Amazon stream fish assemblages. Ecol Freshw Fish. 28(3): 424–433.

Santos, S.M., Lima, J.P., Oliveira, A.T., Aride, P.H.R., Barbosa, R.P. & Freitas, C.E.C. (2015). Interações tróficas entre as comunidades de peixes e a floresta ripária de igarapés de terra firme (Presidente Figueiredo – Amazonas – Brasil). Revista Colombiana de Ciência Animal. 7 (1): 35-43.

Santos, S.M., Zuanon, J.A.S., Mendonça, F.P., Oliveira, A.T., Aride, P.H.R. & Pantoja-Lima, J. (2020). Influência da piscicultura de pequena escala em canais de igarapés sobre as categorias tróficas da ictiofauna Amazônica. Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais, 11 (5): 210-226.

Schmidt, G.W. (1972). Chemical properties of some waters in the tropical rain-forest region of Central Amazonia along the new road Manaus - Caracarai. Amazoniana 3: 199-207.

Schöngart, J., Wittmann, F. & Worbes, M. (2010). Biomass and net primary production of Central Amazonian floodplain forests. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (Eds.): Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management. Springer, Ecological Studies, Vol. 210: 347-388.

Schoengart, J., Wittmann, F., de Resende, A.F. ...Val, A.L., Junk, W.J., & Piedade, M.T.F. (2021). The shadow of the Balbina dam: A synthesis of over 35 years of downstream impacts on floodplain forests in Central Amazonia. Aquatic Conserv. Mar Freshw Ecosyst.: 1-19

Silva, L.F. da (2006). Estrutura da comunidade de insetos aquáticos em igarapés na Amazônia Central, com diferentes graus de preservação da cobertura vegetal e apresentação de chave de identificação para gêneros de larvas da ordem Odonata. MSc thesis. INPA, Manaus: 86pp.

Souza, M.C., Romagnolo, M.B. & Kita, K.K. (2004). Riparian vegetation: Ecotones and plant communities. In: Thomaz, S.M., Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (eds.): The upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Bachhuys Publishers, Leiden: 353-367.

Sioli, H. (1965). Bemerkungen zur Typologie Amazonischer Flüsse. Amazoniana 1(1): 74-83.

Soares, M.G.M., Junk, W.J., de Carvalho Freitas C.E., & Miranda de Oliveira, A. (2020). Pesca comercial e piscicultura do Estado do Amazonas: Estado atual e perspectivas. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Schöngart, J. (eds.): Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável. Manaus, Editora do INPA: 207-225.

Soares-Filho, B.S., Nepstad, D.C., Curran, L.M., Voll, E., Cerqueira, G.C., Garcia, R.A., Ramos, C.A., McDonald, A., Lefebvre, P. & Schlesinger, P. (eds.) (2013). LBA-ECO LC-14 Modeled Deforestation Scenarios, Amazon Basin: 2002-2050 (Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, TN);

Stegmann, L.F. (2019). A ictiofauna do interflúvio Purús-Madeira e os fatores estruturantes em múltiplas escalas. PhD thesis, INPA, Manaus: 134pp.

Strahler, A.N. (1952). Hypsometric (Area-Altitude) analysis of erosional topography". Geological Society of America Bulletin 63: 1117–1142.

Szutman, M. & Rodrigues, R.R. (2002). O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua da planície litorânea, Parque Estradual da Campina do Encantando, Pariquera-Açu, SP. Revista Brasileira de Botânica 25(2): 161-176.

Tello, J.C.R. (1994). Aspectos fitossociológicos das comunidades vegetais de uma topossequência da Reserva Florestal Ducke do INPA, Manaus-AM. Ph. D. thesis INPA/ FUA, Manaus, Amazonas: 301pp.

Venticinque, E., Forsberg, B., Barthem, R., Petry, P., Hess, L., Mercado, A., Cañas, C., Montoya, M., Durigan, C. & Goulding, M. (2016). An explicit GIS-based river basin framework for aquatic ecosystem conservation in the Amazon. Earth Syst. Sci. Data, 8:, 651–661.

Walker, I. (1986). Experiments on colonization of small water bodies by Culicidae and Chironomidae as a function of decomposing plant substrates and their implications for natural Amazonian ecosystems. Amazoniana 10: 113 - 125.

Walker, I. (1995). Amazonian streams and small rivers. In: Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M. & Tundisi, T.M. (eds.): Limnology in Brazil. Brazilian Academy of Sciences, Rio de Janeiro: 167 - 194.

Wantzen, K.M. (1998). Siltation effects on benthic communities in first order streams in Mato Grosso, Brazil. Verhandlungen internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 26: 1155 - 1159.

Wantzen, K. M. (1998). Abschätzung der Umweltwirkungen von anthropogen bedingter Bodenerosion auf die Fließgewässer mittels Biomonitoring, Mato Grosso, Brasilien. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Eschborn, Germany.

Wantzen, K.M. (2006). Physical pollution: effects of gully erosion in a tropical clear-water stream. Aquatic Conservation 16: 733–749.

Wantzen, K.M., Couto, E.G., Mund, E.E., Amorim, R.S.S., Siqueira, A., Tielborger, K. & Seifan, M. (2012). Soil carbon stocks in stream-valley-ecosystems in the Brazilian Cerrado agroscape. Agriculture Ecosystems & Environment 151: 70-79.

Wantzen, K.M. & Junk, W.J. (2000). The importance of stream-wetland-systems for biodiversity: a tropical perspective. In: Gopal, B., Junk, W.J., Davis, J.A. (eds.): Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Vol. 1., Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 11-34.

Wantzen, K.M. (2003). Cerrado streams – characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the Tertiary Shields of Central South America. Amazoniana XVII (3/4): 481 - 502.

Wantzen, K.M. & Junk, W.J. (2006). Aquatic-terrestrial linkages from streams to rivers: biotic hot spots and hot moments. Large Rivers 16(4), Archiv für Hydrobiologie Supplements 158(4): 595-611.

Wantzen, K.M., & Mol, J.H. (2013) : Soil Erosion from Agriculture and Mining: A Threat to Tropical Stream Ecosystems. Agriculture 3:1-24.

Wantzen, K.M., Callil, C. & Butakka, C.M.M. (2011a) : Benthic invertebrates of the Pantanal and its tributaries. In : Junk, W.J., Silva, C.J. da, Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds) : The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Pensoft Publishers, Moscow and Sofia: 393-430.

Wantzen, K.M., Nunes da Cunha, C. & Siqueira, A. (2011b) : Cerrado stream valleys and their vegetation: Structure, impacts by erosion and recuperation strategies.- In : Junk, W.J., Silva, C.J. da, Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds) : The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Pensoft Publishers, Moscow and Sofia: 143-165.

Wantzen, K.M. & Pinto-Silva, V. (2006) : Uso de substratos artificiais para macroinvertebrados bentônicos para a avaliação do impacto de assoreamento em nascentes dos tributários do Pantanal do Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 11: 99 - 110.

Wantzen, K.M., Siqueira, A., Nunes da Cunha, C. & Pereira de Sa, M. de F. (2006). Stream-valley systems of the Brazilian Cerrado: impact assessment and conservation scheme. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 713 - 732.

Wantzen, K.M. & Wagner, R. (2006). Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1): 216-232.

Wantzen, K.M., Mathooko, J., Yule, C. & Pringle, C.M. (2008). Organic matter processing in tropical streams. In: Dudgeon, D. (ed.): *Tropical stream ecology*. Elsevier: 43-64.

Wantzen, K. M. 1998. Abschätzung der Umweltwirkungen von anthropogen bedingter Bodenerosion auf die Fließgewässer mittels Biomonitoring, Mato Grosso, Brasilien (Analysis of environmental impacts of man-made soil erosion on running water ecosystems using biomonitoring in Mato Grosso, Brazil). Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Eschborn, Germany.

Wantzen, K.M., Alves, C.B., Badiane, S.D., Bala, R. M., Blettler M. C. M., Callisto, M., Cao, Y., Kolb, M., Leite, M.F., Macedo, D.R., Mahdi, O., Neves, M., Peralta, E. M., Rotgé, V., Rueda-Delgado, G., Scharager, A., Serra-Llobet, A., Yengué, J. L., Zingraff-Hamed, A., Kondolf, G. M. (2019). Urban stream and wetland restoration in the Global South – a DPSIR analysis. *Sustainability* 2019, 11, 4975: 48pp.

Wantzen, K.M., Piednoir, T., Cao, Y., Vazhayil, A.M., Tan, C., Kari, F.G., Lagerstroem, M., Gerner, N.V. & Sommerhaeuser, M.M. (2022). Back to the surface – Daylighting urban streams in a Global North–South comparison. *Front. Ecol. Evol.*: <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.838794>

Werneck, F.P. (2011). The diversification of eastern South American open vegetation biomes: Historical biogeography and perspectives. *Quaternary Science Reviews* 30: 1630-1648.

Wittmann, F. (2012). Tree species composition and diversity in Brazilian freshwater floodplains. In: Pagano, M.C. (ed.): *Mycorrhiza: occurrence in natural and restored environments*. Nova Science Publ., New York: 223-263.

Wittmann, F., Schöngart, J. & Junk, W.J. (2010). Phytogeography, Species Diversity, Community Structure and Dynamics of Central Amazonian Floodplain Forests. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (Eds.): *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Ecological Studies, Vol. 210: 61-102.

Wittmann, F., Zorzi, B.T., Tizianel, F.A.T., Urquiza, M.V.S., Faria, R.R., Sousa, N.M., Módena, E.S., Gamarra, R.M. & Rosa, A.L.M. (2008). Tree species composition, structure, and aboveground wood biomass of a riparian forest of the lower Miranda River, Southern Pantanal, Brazil. *Folia Geobotanica* 43: 397-411.

Wittmann, F., Marques, M.C.M., Damasceno Júnior, C., Budke, J.C., Piedade, M.T.F., Oliveira Wittmann, A., Montero, J.C., Assis, R.L., Targhetta, N., Parolin, P., Junk, W.J. & Householder, J.E. (2017). The Brazilian freshwater wetlandscape: changes in tree community diversity and composition on climatic and geographic gradients. *PloS one* 12(4): e0175003.

CAPÍTULO 16

LAGOAS TEMPORÁRIAS DA REGIÃO SEMIÁRIDA

Ligia Queiroz Matias

Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Departamento de Biologia, Campus do Pici. Fortaleza, CE.

RESUMO

A paisagem da região semiárida brasileira apresenta um mosaico de lagoas, cujas lâminas d'água se formam durante a estação chuvosa em baixadas e depressões do relevo e apresentam supressão sazonal dos habitats aquáticos durante a estação seca. Essas áreas úmidas temporárias são classificadas com sistemas multianuais, com pulsos imprevisíveis de curta duração. Nas lagoas temporárias, a biota apresenta adaptações ao irregular e imprevisível ciclo hidrológico, caracterizado pela alternância de fases de inundação e dessecação recorrentes. Processos abióticos e bióticos podem atuar na organização espaço-temporal das comunidades vegetais e, conseqüentemente, a estrutura e a dinâmica das comunidades faunísticas associadas são influenciadas, sendo estas caracterizadas por espécies com mobilidade ou com ciclo de vida resistente à dessecação. A singularidade desses ambientes temporários permite o desenvolvimento de uma biota característica, com espécies exclusivas e endemismos com valor para a conservação, constituindo ecossistemas aquáticos únicos distribuídos numa matriz ambiental xérica. A ausência de medidas protetivas legais e de conservação desses recursos hídricos cria um cenário de incerteza quanto à permanência destes na composição da paisagem da região semiárida.

Palavras-chave: habitats efêmeros, Caatinga, biota anual, sazonalidade.

ABSTRACT

Temporary ponds of the Brazilian semi-arid region – The landscape of the Brazilian semi-arid region presents a mosaic of ponds, whose water surface are formed during the rainy season in lowlands and depressions of the terrain and show seasonal suppression of aquatic habitats during the dry season. These temporary wetlands are classified as multiannual, unpredictable pulses of short duration. In temporary ponds, the biota presents adaptations to the irregular and unpredictable hydrological cycle, characterized by the alternation of recurrent flooding and desiccation phases. Abiotic and biotic processes can act in the spatiotemporal organization of plant communities and, consequently, they influenced the structure and dynamics of the associated fauna, characterized by species with mobility or with a life cycle resistant to desiccation. The singularity of these temporary environments allows the development of a characteristic biota, with exclusive species and endemisms with conservation value, constituting unique aquatic ecosystems distributed in a xeric environmental matrix. The absence of legal protective measures and conservation programs for these water resources create a scenario of uncertainty regarding their permanence in the composition of the landscape of the semi-arid region.

Keywords: ephemeral habitats, Caatinga, annual biota, seasonality

INTRODUÇÃO

Ambientes aquáticos temporários compõem a paisagem da região semiárida durante a estação chuvosa, cujas comunidades vegetais são distintas e compostas por plantas aquáticas, contornadas por vegetação herbácea anfíbia (Matias *et al.*, 2020). Lagoas e rios constituem essas áreas úmidas temporárias, sendo classificadas com sistemas multianuais, com pulsos imprevisíveis de curta duração (*sensu* Junk *et al.*, 2014).

Na região semiárida, as lagoas temporárias estão distribuídas espacialmente de maneira heterogênea, apresentando uma área de inundação aproximada de 14.200 ha, porém com predomínio de lagoas com área menor de 10 ha (Maltchick, 2003). Esses corpos hídricos possuem natureza temporária, cuja lâmina d'água se forma durante a estação chuvosa em baixadas e depressões do relevo e apresentam supressão sazonal do habitat aquático, de modo que são caracterizados por duas fases bem distintas: seca e úmida (Maltchick *et al.*, 1999).

Devido a esse processo, o período de expansão e contração da lâmina d'água dessas lagoas temporárias pode variar de algumas semanas a poucos meses, promovendo um ambiente com dinâmica ambiental acentuada onde predominam plantas aquáticas terofíticas e criptofíticas, constituindo comunidades estratificadas que tendem a ocupar toda a lâmina d'água e que são caracterizadas pelo reduzido número de espécies coocorrentes, as quais tendem a apresentar formas de crescimento complementares (Tabosa *et al.*, 2012). A estrutura espacial das comunidades se modifica significativamente conforme as fases da inundação, principalmente durante a dessecação das lagoas, existindo uma relação direta com as propriedades físico-químicas da água que se alteram conforme o avanço da evaporação após o término da estação chuvosa (Ferreira *et al.*, 2015). Apesar dos limites espaço-temporal dessas lagoas devido ao curto período de existência do habitat aquático e da reduzida área inundada da maioria desses corpos hídricos, as lagoas temporárias tendem a comportar significativa biodiversidade (Matias *et al.*, 2021).

Considerando a variabilidade dos ambientes lênticos das savanas brasileiras nos quais evoluíram comunidades compostas por espécies com ciclo de vida associado à existência de habitats aquáticos limitados a um conjunto de variáveis climáticas específicas e sazonais, este capítulo apresenta uma síntese da informação disponível. Ele considera aspectos do ambiente físico em relação às comunidades, além de analisar e integrar ações para a conservação de sua singular biodiversidade.

1. DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA E NATUREZA DAS ÁREAS ÚMIDAS TEMPORÁRIAS MULTIANUAIS, COM PULSOS IMPREVISÍVEIS DE CURTA DURAÇÃO

1.1 Geografia e solos

As lagoas temporárias ocorrem na região semiárida, com extensão de 982.563 km² e delimitada sobre o complexo cristalino de origem pré-Cambriana, éon Protezoico, o qual inclui bacias intracratônicas sedimentares com depósitos de sedimentos do Cretáceo, predominando um relevo pouco ondulado em altitudes de 300-500 m. Os efeitos orográficos residuais, com altitude aproximada de 900 m, exercem influência na distribuição das correntes úmidas equatoriais (Neves, 1985) e, consequentemente, nas depressões que se alagam em consequência do escoamento superficial das águas sobre os solos de baixa permeabilidade durante a estação chuvosa.

A região apresenta diferentes tipos de solo, sendo os mais abrangentes os Latossolos, os Argissolos, os Neossolos Quartzarênicos e Litólicos, os Planossolos e os Vertissolos (Silva *et al.*, 2005), caracterizados pela baixa profundidade e textura pedregosa e rochosa, implicando uma baixa capacidade de infiltração hídrica e alta subsuperfície (Sampaio, 1995). O predomínio desses sedimentos, associado aos padrões geomorfológicos e às condições climáticas, determina a altura da coluna d'água e a duração do hidroperíodo, influenciando a formação e dinâmica das diferentes comunidades (Maltchick *et al.*, 1999).

O inventário realizado na região semiárida indicou um total de 15.781 lagoas temporárias, com área inundada total de aproximadamente 142.000 ha, caracterizadas pela distribuição espacial irregular, de modo que cerca de 78% das lagoas estão situadas nos estados da Bahia, Ceará e Piauí (Maltchick *et al.*, 1999). Essas lagoas estão caracterizadas pela reduzida área alagada (menor de 10 ha) e tendência de se formarem a menos de 500 m de rios intermitentes (Maltchick, 2003). Apenas no estado do Ceará, numa área de 14.000 km², foram mapeadas 27 lagoas temporárias distribuídas próximas ao litoral, entre 300 e 500m de altitude (ver Figura 1 em Albuquerque *et al.*, 2020). Número aproximado ao encontrado no sertão central do estado, região onde 28 lagoas temporárias apresentaram distribuição associada à bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe, a montante da intercepção do fluxo do rio pelo açude Orós (Figura 1).

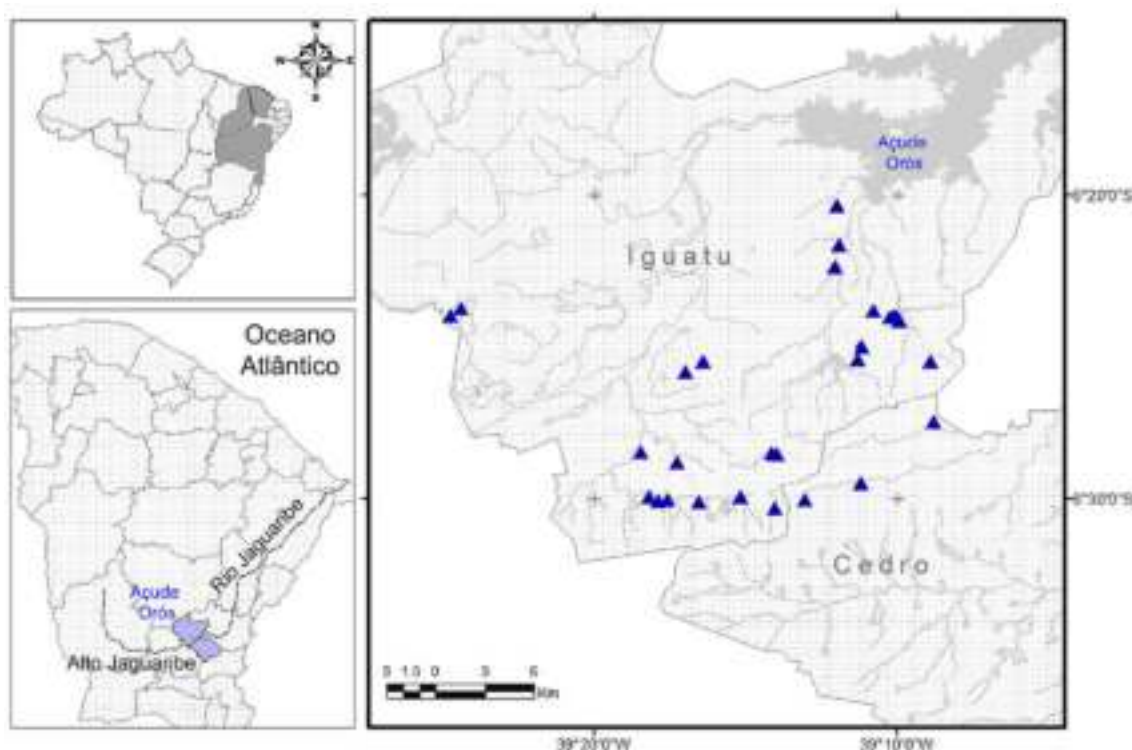


Figura 1. Localização de lagoas temporárias na região central do estado do Ceará, evidenciando a distribuição espacial associada aos cursos intermitentes a montante do açude Orós, na bacia do Alto Jaguaribe (modificado de Bermudez *et al.*, 2022). Em destaque, os estados da Bahia e Piauí que, com o Ceará, possuem o maior número de lagoas temporárias da região semiárida.

Entretanto, o inventário contínuo das áreas alagadas da região semiárida brasileira poderia elucidar a relação entre a distribuição espacial e a complexidade biológica desses sistemas, considerando o relevo e a presença de bacias hidrográficas e levando em consideração os fatores determinantes da formação dessas áreas alagadas, como os padrões de pluviosidade, de escoamento superficial e de inundação. Permite, assim, relacionar esses dados com os índices de abundância e diversidade de plantas aquáticas e, consequentemente, evidenciar padrões de biodiversidade numa escala regional ampla de influência do clima semiárido.

1.2 Clima

As lagoas temporárias são formadas durante a curta estação chuvosa e baixo volume pluviométrico, típico do clima semiárido. Uma característica peculiar desse clima no Brasil é a baixa amplitude térmica, de modo que o clima regional é classificado como quente semiárido, Köppen-Geiger BSh, com temperaturas variando entre 26 °C e 28 °C e precipitação média de 916.5 mm, com chuvas concentradas de janeiro a junho (Alvares *et al.*, 2013). Mas a principal característica climática surge da associação entre a pluviosidade sazonal e a acentuada irregularidade da distribuição das chuvas com a elevada evapotranspiração, *ca.* 1745.5 mm *per year*, gerando um índice de aridez cujo

intervalo está entre 0,21-0,5 (Caitano *et al.*, 2011), o que influencia o hidroperíodo das lagoas situadas nas diferentes localidades. Esse quadro resulta na constituição de um mosaico de áreas alagadas temporárias diferenciadas, uma vez que esses sistemas não são supridos por aquíferos do subsolo e possuem baixa conectividade com os demais corpos hídricos superficiais. Consequentemente, os processos de inundação e a dessecação estão diretamente relacionados ao balanço entre a precipitação e a evaporação (Maltchik *et al.*, 1999).

1.3 Hidrologia das lagoas temporárias

As lagoas temporárias são classificadas como áreas úmidas naturais e continentais, que possuem ampla flutuação da coluna d'água e estão situadas em pequenas baixadas do relevo, sendo abastecidas por água de chuva e localizadas em depressões do Nordeste semiárido, sendo sistemas multianuais com pulsos imprevisíveis de curta duração (*sensu* Junk *et al.*, 2014).

Contudo, elas apresentaram grande variação quanto à frequência de inundação e a extensão da área inundada. Considerando um período de 20 anos numa amostragem de 29 lagoas situadas no semiárido do estado do Ceará, algumas lagoas tenderam a formar a lâmina d'água anualmente, apresentando uma área de inundação que variou de 0,35 ha a 39,12 ha ($\bar{X} 7,8 \pm 7$; var = 144,7; n = 12); enquanto outras possuíram a frequência de inundação entre 50% e 90% desse período, com área inundada de 0,45 ha a 29,41 ha ($\bar{X} 5,1 \pm 5,6$; var = 84,3; com 1 a 7 anos consecutivos de dessecação, n = 10); e apenas um grupo reduzido apresentou inundação num período inferior a 50%, com áreas variando entre 0,44 ha e 3,10 ha ($\bar{X} 5,38 \pm 0,73$; var = 1,2; anos consecutivos de dessecação variando de 3 a 13 anos, n = 7). Essa variação na frequência de formação da lâmina d'água e na extensão da área inundada em escala temporal pode ser um reflexo da irregularidade climática da região, favorecendo o desenvolvimento de um mosaico de lagoas temporárias diversificadas quanto à persistência e extensão de habitats.

1.4 Fatores hidroquímicos

Devido aos diferentes processos de inundação, a variação na extensão da lâmina d'água se correlaciona com as variáveis físico-químicas, indicando que lagoas temporárias com áreas similares tendem a apresentar características de habitats semelhantes, porém o pH e o comprimento da zona eufótica podem representar componentes da heterogeneidade, uma vez que, diferentemente dos demais parâmetros, não se correlacionaram com a área inundada. Nesses ambientes predominam características ultraoligotróficas, com concentração de nitrogênio total variando de 0,158-5,371 mg/l ($\bar{X} 2 \pm 1,27$; var=1,65), de fósforo total 0,013-2,507 mg/l ($\bar{X} 0,45 \pm 0,59$; var=0,53), de pH 6,79-7,96 ($\bar{X} 7,41 \pm 0,35$; var=0,12) e da zona eufótica 0,10-1,13 m ($\bar{X} 0,36 \pm 0,24$; var=0,59); valores que contrastam com os registros de condutividade elétrica, com amplitude de 16,82-773,80 uS/cm ($\bar{X} 253,87 \pm 0,35$; var=30548,2).

Entretanto, a alternância de fases de inundação e dessecação implica a mudança temporal das características físicas das lagoas temporárias, de modo que a concentração de nitrogênio e fósforo e os valores de alcalinidade, condutividade e turbidez aumentam conforme a amplitude da coluna d'água cresce durante o ciclo hidrológico, apresentando valores extremos durante as fases de dessecação (Ferreira *et al.*, 2015).

1.5 Comunidades vegetais

As variações do ambiente aquático temporário podem representar um forte filtro ambiental (Van der Valk, 1981), que tende a influenciar a estrutura das comunidades de modo a selecionar espécies relacionadas filogeneticamente e com habilidades semelhantes que permitem a coexistência nesse ambiente (Webb *et al.*, 2002). Porém, nas lagoas temporárias do semiárido brasileiro, as mudanças das características físico-químicas do ambiente durante o ciclo hidrológico implicam a intensificação de interações competitivas, de modo que as ações abióticas e bióticas tendem a exercer pressão em direções antagônicas sobre a estrutura das comunidades (Ferreira *et al.*, 2015).

A diversidade e distribuição das plantas aquáticas foram analisadas por Murphy *et al.* (2019), que indicaram a existência de 3.242 espécies de Angiospermas para as diferentes áreas úmidas do planeta situadas entre 80°N e 60°S, constatando a ocorrência de 1566 espécies na região Neotropical, sendo, portanto, considerada um *hotspot* em diversidade. Dessa região, 249 (16%) espécies são encontradas nas áreas úmidas do nordeste setentrional e 45 (3%) espécies são exclusivas das lagoas temporárias (Matias *et al.*, 2021).

As comunidades vegetais presentes nas lagoas temporárias possuem composição distinta da vegetação da Caatinga, sendo constituídas por Angiospermas aquáticas pertencentes a 19 ordens e 20 famílias, com maior representatividade de Monocotiledôneas (predominando Poales e Alismatales), seguidas pelas Eudicotiledôneas (predomínio de Fabales, Lamiales e Malvales) e com menor riqueza de Nymphaeales e Ceratophyllales (Matias *et al.*, 2021). Entre as Monilófitas, as espécies cosmopolitas de Salviniales ocorrem tanto nas bordas das lagoas temporárias como em reservatórios artificiais (Xavier *et al.*, 2012).

Nas lagoas temporárias ocorre uma maior proporção de espécies exclusivas de plantas submersas livres e de plantas enraizadas emergentes com folhas e/ou caules flutuantes que tendem a ocupar toda a lâmina d'água (Matias *et al.*, 2021), sejam através da tensão superficial entre as folhas, pela disposição de raízes esponjosas flutuantes que permitem o crescimento caulinar ao nível da superfície (Nascimento & Matias, 2021) ou pela presença de caules estoloníferos aerenquimatosos (Sculthorpe, 1967) (Figura 2).

As diferentes formas de crescimento dos hidrófitos tendem a maximizar a ocupação do habitat aquático disponível durante a estação chuvosa, uma vez que plantas com formatos diferenciados e complementares favorecem a coexistência devido a uma menor sobreposição espacial entre elas e a limitação de exclusão competitiva entre elas (Tabosa *et al.*, 2012). Dessa forma, existe a tendência do predomínio de plantas enraizadas emergentes sobre a coluna d'água e hidrófitos enraizados com folhas e/ou caules flutuantes (Figura 2).



Figura 2. Formas de crescimento das plantas aquáticas encontradas nas lagoas temporárias do estado do Ceará. Hidrófitos (A-E): A) Enraizados emergentes (*Echinodorus palaefolius* (Nees, Mart.) J.F. Macbr.); B) Enraizados com folhas e/ou caules flutuantes (*Nymphaea pulchella* DC.); c) Enraizados com folhas e/ou caules flutuantes (*Ludwigia helminthorrhiza* (Mart.) H. Hara); D) Enraizados submersos (*Najas arguta* Kunth); E) Submersos flutuantes livres (*Utricularia foliosa* L. ao centro circundada por *Salvinia auriculata* Aubl.). Helófitos (F) Comunidade constituída por representantes de Convolvulaceae, Rubiaceae e Poaceae.

As plantas emergentes flutuantes livres se dispersam entre os espaços disponíveis na superfície, principalmente na zona limnética das lagoas mais extensas, sendo representadas pelas Araceae, conhecidas como ervilhas-d'água (*Lemna* spp., *Wolffia columbiana* Karsten e *Wolffiella welwitschii* (Hegelm) Monod) e a alface d'água (*Pistia stratiotes* L.) e por Pontederiaceae (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. Essa forma de crescimento corresponde a 12% das plantas aquáticas encontradas no globo (Iversen *et al.*, 2022). Porém, apesar de uma menor representação nas lagoas temporárias, a riqueza de espécies emergentes flutuantes livres das lagoas temporárias se assemelha a outras áreas inundadas tropicais, como no sul da Ásia, incluindo presença de espécies comuns (*E. crassipes*, *P. stratiotes*) e de gêneros (*Lemna*) que são táxons pantropicais (Raja *et al.*, 2015; Koirala & Jha, 2011).

As bordas das lagoas temporárias, cujo solo permanece saturado d'água durante o período de cheia, apresenta uma vegetação herbácea-arbustiva formada por plantas com formas de vida helofíticas ou anfíbias, com predomínio das Eudicotiledôneas, com maior representatividade das Fabaceae e das Malvaceae que, com as Monocotiledôneas, principalmente as Cyperaceae e as Poaceae, constituem os bancos heterogêneos que circundam as lagoas durante o período chuvoso (Figura 2). Espécies cosmopolitas e naturalizadas dos gêneros *Fimbristylis*, *Rhynchospora*, *Scleria*, *Digitaria*, *Paspalidium* e *Paspalum* são as mais comumente encontradas (Matias *et al.*, 2021). Essas plantas tendem a influenciar o equilíbrio de nutrientes e da salinidade do habitat aquático, favorecendo o estabelecimento de hidrófitos (Espinar *et al.*, 2002).

A acentuada alternância do ciclo hidrológico acarreta a perda da biomassa das populações, tendendo a seleção de formas de vida variáveis entre as Eudicotiledôneas, enquanto as Monocotiledôneas estão representadas apenas pelos criptófitos e terófitos, as Nymphaeales, pelos criptófitos, e as Ceratophyllales, pelos terófitos (Figura 2).

A estrutura espacial das populações também apresenta variação acentuada, sendo evidenciada a alteração na abundância e na composição das espécies relacionadas às variações do ambiente aquático (Ferreira *et al.*, 2015). Nesse processo, grupos distintos de espécies podem ser identificados como iniciais (terofíticas ou helófitas) e de espécies tardias, esporádicas e permanentes (Figura 3) representadas por hidrófitas *strictu sensu*, predominantemente enraizadas e com formas de vida terofítica, criptofítica ou caméfita; e, em menor número, por hidrófitos livres flutuantes terofíticos (Tabosa *et al.*, 2012). *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult., *Nymphaea lasiophylla* Mart. & Zucc. são as principais espécies permanentes e estruturantes dessas formações, enquanto populações de *Bacopa aquatica* Aubl., *Apalanthe granatensis* (Humbl. & Bonpl.) Planch., *Hydrocleys martii* Seub., *Thalia geniculata* L., *Echinodorus subulatus* (Mart.) Griseb. e *Utricularia hydrocarpa* Vahl foram registradas quando a coluna d'água atingiu seu nível mais alto (Tabosa *et al.*, 2012).

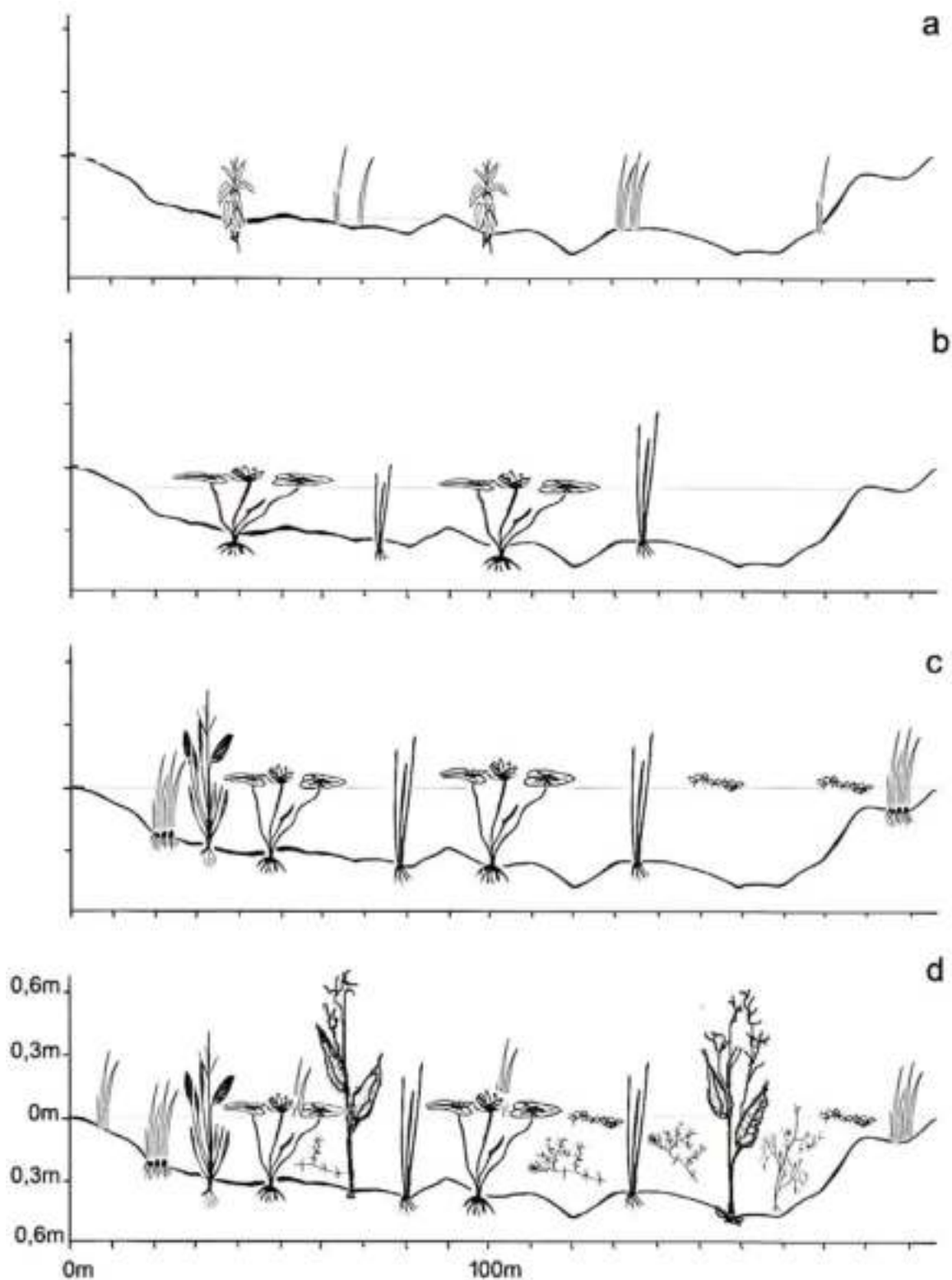


Figura 3. Estágios de sucessão das assembleias de plantas aquáticas durante o ciclo de inundação. a. Espécies iniciais em solo encharcado; b. Espécies permanentes iniciam seu desenvolvimento; c-d. Espécies tardias, esporádicas e permanentes coexistindo nos estágios finais de formação da lâmina d'água.

A dissimilaridade florística aumenta nas fases avançadas da sucessão, refletindo as interações de competição e exclusão entre as espécies com forma de crescimento e ecofisiologia similar, resultando na diminuição da similaridade filogenética entre as espécies que coexistem com o avanço do ciclo de inundação (Ferreira *et al.*, 2015). Além disso, a alternância de populações é constante durante o ciclo hidrológico como resultado da influência das condições ambientais e/ou das interações de competição menos limitantes (Tabosa *et al.*, 2012). Paralelamente, a progressiva redução da coluna d'água influencia as características físico-químicas e, por consequência, implica as alterações das relações de competição entre as espécies, de modo que a ação simultânea de filtros ambientais e de competição interespecífica atua diretamente nas guildas de plantas aquáticas (Ferreira *et al.*, 2015).

Durante esse processo, a associação determinística entre as condições bióticas e a estruturação das comunidades analisada pelas formas de crescimento evidenciou a elevada heterogeneidade das lagoas temporárias, uma vez que a composição das formas de crescimento de algumas lagoas foi fortemente influenciada pelas variáveis limnológicas (NH_3), enquanto outras, por variáveis do sedimento (Eh); com a existência de um terceiro grupo de lagoas que reflete a combinação de variáveis limnológicas (NO_3) e do sedimento (CEC) na estruturação das comunidades (Matias *et al.*, 2022). Essa análise também revelou que as helófitas e hidrófitas enraizadas emergentes mostraram associação direta com potencial redox, enquanto as hidrófitas enraizadas submersas se associaram com os valores de amônia. Por outro lado, os valores da capacidade de troca catiônica (CTC) influenciaram a ocorrência de hidrófitos emergentes livres-flutuantes, indicando a possibilidade de existência de um fluxo de nutrientes entre a coluna d'água e o sedimento com as plantas (Matias *et al.*, 2022).

Os diferenciados habitats aquáticos temporários propiciam a formação de comunidades vegetais com diferentes estratégias de vida e associadas a perfis de aridez, cujos grupos morfofuncionais R-estrategistas são compostos por plantas enraizadas emergentes, por plantas enraizadas com caule e/ou folhas flutuantes e pelas flutuantes livres, representadas por *Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult, *Nymphoides humboldtiana* (Kunth) Kuntze e *Ludwigia helminthorrhiza* (Mart.) H. Hara (Albuquerque *et al.*, 2020). Associados a estes, espécies R/RC-estrategistas também são abundantes, predominando as espécies enraizadas com caule e/ou folhas flutuantes do gênero *Nymphaea* (Albuquerque *et al.*, 2020). A presença de gradientes de disponibilidade da coluna d'água e a limitação de recursos favorecem a seleção de caracteres associados à habilidade competitiva capaz de contrabalancear a tendência de seleção em ambientes áridos por espécies R-estrategistas (Albuquerque *et al.*, 2020).

A alternância de fisionomias entre a estação seca e a chuvosa propicia a seleção de específicas formas de vida, com vestígios de caméfitos verticais e de biomassa de terófitos, de criptófitos e de hemicriptófitos sobre o solo durante a estação seca, enquanto no período chuvoso o aspecto morfológico muda com o enraizamento na base caulinar das caméfitas e o desenvolvimento de caules reptantes e radicantes de hemicriptófito (Figura 4).



Figura 4. Aspectos de uma lagoa temporária da região semiárida. A) Alternância de fisionomias entre a estação seca e a chuvosa. B) caméfitos verticais e biomassa de terófitos, de criptófitos e de hemicriptófitos sobre o solo durante a estação seca; C-E) Enraizamento na base caulinar das caméfitas; D) Caule reptante e radicante de hemicriptófito (*Neptunia* sp.).

Com o avanço da estação chuvosa, as populações de plantas aquáticas entram em estágio de floração, com a maioria de suas espécies possuindo síndromes florais associadas à zoofilia (62,59%) e anemofilia (27,48%) predominantemente (Ibiapina-Santos, 2016). Como melitofilia predomina na Caatinga (ca. 98% das espécies) (Machado & Lopes, 2004), a flora das lagoas temporárias também compartilha esse perfil, tendendo a apresentar flores amarelas e brancas (Figura 5). Esse padrão diferencia-se nas plantas submersas e flutuantes livres com a existência de hidrofília e, em Poales, com o predomínio de anemofilia (Figura 5). Além da reprodução sexuada, as plantas aquáticas possuem mecanismos de propagação vegetativa, como estolho em Poales, rizomas em Alismatales e Zingiberales e pseudoviviparidade em Nymphaeales (Figura 5).



Figura 5. Propagação vegetativa e reprodução nas plantas aquáticas das lagoas temporárias. (a) Estolho em *Cyperus blepharoleptos* Steud. ;(b) brotamento do rizoma em *Echinodurus glandulosus* Rataj; (c) pseudoviviparidade em *Nymphaea lasiophylla* Mart. & Zucc.; (d) flores zoófilas de *Utricularia foliosa* L. e de (e) *Sagittaria guayanensis* Kunth. e *Hydrocleys martii* Seub.; (f) anemofilia em *Hymenachne amplexicaulis* (Rudge) Nees.

1.6 A fauna das lagoas temporárias

Os mecanismos de interação das plantas aquáticas se relacionam tanto com a fauna terrestre por herbivoria e polinização, quanto para animais dependentes do meio aquático para completar seu ciclo de vida. Nestes últimos, a diversidade das comunidades vegetais aquáticas influencia a estrutura e dinâmica de suas populações (Diniz *et al.*, 2015).

E, numa escala global, uma ampla variedade de animais tem sido registrada nesses ambientes, caracterizados por possuírem mobilidade ou uma fase do ciclo de vida resistente à dessecação, como determinados grupos de crustáceos e de insetos (Willians, 1985). Assim como a acentuada variação das características abióticas e a heterogeneidade de habitats interferem na diversidade e nas estruturas das comunidades faunísticas das diversas regiões citadas nas diferentes zonas morfoclimáticas do planeta (Willians, 2005).

Entre as comunidades de zooplâncton, os sistemas aquáticos na região Neotropical são colonizados por 186 espécies de cladóceros (Karuthapandi & Rao, 2016), com a maior riqueza de espécies nas regiões subtropical e temperada da América do Sul, incluindo espécies endêmicas (acima de 17 spp., Forro *et al.*, 2008). Esses valores contrastam com as comunidades encontradas na região semiárida, evidenciados por amostragens de Cladóceros (10 spp.) e Copépodos (18 spp.) do zooplâncton de seis lagoas no sertão da Bahia, existindo diferença significativa da maior riqueza das espécies em lagoas temporárias (10-20 spp.), sendo as mais frequentes: *Ceriodaphnia cornuta* Sars, 1886; *Latonopsis australis* Sars, 1888; *Microcyclops anceps* Richard, 1897; *Notodiaptomus iheringi* Wright, 1935; *Notodiaptomus cearensis* Wright, 1936; *Halicyclops venezuelaensis* Lindberg, 1954 e *Microcyclops alius* Kiefer, 1935 (Simões *et al.*, 2011).

Padrão semelhante é encontrado numa lagoa de aprox. 3 ha na Caatinga de Pernambuco, onde Diniz *et al.* (2013) encontraram 22 espécies de cladóceras e a indicação de novas ocorrências: *Chydorus* cf. *brevilabris* Frey, 1980 e *Macrothrix superaculeata* Smirnov, 1992.

Nesses sistemas, os períodos de maior densidade e riqueza de cladóceros estão relacionados com a elevação da temperatura, enquanto o contrário foi registrado com aumento da coluna d'água no início da inundação (Diniz *et al.*, 2013). Além disso, a grande quantidade de sólidos em suspensão e da ampla variação da condutividade elétrica e do pH da água atuam como filtros ambientais que tornam esses ambientes impróprios para esses organismos, eventos característicos da grande instabilidade ambiental presente nas lagoas temporárias durante os períodos extremos de inundação e dessecação (Simões *et al.*, 2011).

Contudo, numa amostragem mais ampla do sertão paraibano, em 33 pequenas lagoas temporárias (ca. 0,5 ha) foram encontradas 103 espécies de macroinvertebrados bentônicos (Silva-Filho, 2004). Estes conseguem sobreviver à estação desfavorável

por apresentarem estágio de diapausa (ovo ou embrião) e mecanismos de dispersão passiva (Nematoda, Alostraca, Clittelata); ou ainda apresentar uma forma dormente (larva quiscente) e capacidade de dispersão ativa (Mollusca), além dos insetos (Heteroptera, Coleoptera), que possuem habilidade de dispersão ativa e tendem a migrar durante a seca, buscando habitats aquáticos ainda disponíveis na região (Silva-Filho, 2004).

Dependendo do táxon, o período de resiliência dessas populações de macroinvertebrados varia entre 2 e 12 dias da inundação, com a sucessão iniciando por insetos voadores capazes de evitar o período desfavorável, posteriormente evoluindo em séries cuja estrutura trófica se compõe por populações de herbívoros e detritívoros (Maltchik & Silva-Filho, 2002). Esse processo resulta em comunidades com elevada riqueza, mas com populações constituídas por poucos indivíduos, e também resulta em comunidades com menor biomassa em lagoas com maior riqueza, porém, existindo a vulnerabilidade destas em função das variações do nível da água (Silva-Filho, 2004).

A ocupação desse ambiente aquático também ocorre por pequenos peixes da ordem Cyprinodontiformes, com distribuição em regiões áridas e semiáridas da América do Sul e África, os quais completam os estágios de desenvolvimento e reprodução na curta estação chuvosa, depositando os ovos em estágios embrionários em diapausa nos sedimentos que recolonizam a lagoa com uma nova geração no próximo ciclo de inundação (Furness, 2016).

Especificamente, dez representantes da família Rivulidae, do clado *Hypsolebias antenori*, são amplamente distribuídos na região semiárida, com espécies restritas a lagoas temporárias, como: *H. faouri* Britzke, Nielsen & Oliveira 2016, *H. fulminantis* Costa & Brasil, 1993 e *H. martinsi* Britzke, Nielsen & Oliveira 2016 (Britzke *et al.*, 2016). Em especial, *H. faouri* e *H. martinsi* apresentaram padrões citogenéticos basais e derivados combinados que foram considerados peculiares em relação aos encontrados nas demais espécies da família (Nascimento *et al.*, 2014). Isso pode indicar níveis de divergência cariotípica ocorrendo em suas populações, implicando eventos de isolamento reprodutivo entre populações distintas e em processos evolutivos intensos que devem ser enfatizados quanto aos procedimentos de conservação biológica desses ambientes (Nascimento *et al.*, 2012).

Dessa forma, observamos que a fauna presente nas lagoas temporárias apresenta mecanismos necessários à sobrevivência durante a estação desfavorável comparável aos presentes nas espécies vegetais, o que permite a colonização desses ambientes e contribui para a biodiversidade do bioma da Caatinga.

2. VALOR DE CONSERVAÇÃO DOS AMBIENTES AQUÁTICOS TEMPORÁRIOS DA REGIÃO SEMIÁRIDA

A singularidade das lagoas temporárias da região semiárida permite o desenvolvimento de uma biota característica, com espécies diferenciadas em relação aos demais sistemas aquáticos (Matias *et al.*, 2021) e endemismos (Matias *et al.*, 2021, Britzke *et al.*, 2016).

Na Caatinga, a distribuição espacial fragmentada das lagoas temporárias na matrix da floresta xerófila permite que as metapopulações estabeleçam processos evolutivos dinâmicos e distintos, tendendo a desenvolver alta variabilidade intrapopulacional (Glover & Barret, 1987; Nascimento *et al.*, 2012) e polimorfismos (Nascimento & Matias, 2021; Sousa *et al.*, 2016; Matias, 2007).

Tais observações entram em consonância com a perspectiva de que fatores climáticos (principalmente temperatura e evapotranspiração) influenciam nos padrões de distribuição de estados de ploidia através do globo, os quais se relacionam com a sobrevivência das plantas aquáticas em condições de estresse hídrico (Magalhães *et al.*, 2021) e contribuem para a diversidade dos ambientes aquáticos (Murphy *et al.*, 2019). E, dessa forma, as lagoas temporárias inserem um contraste à paisagem da Caatinga pela flora diferenciada que, em escala continental, contribui para a biodiversidade da região Neotropical, com os demais sistemas lênticos assinados por Murphy *et al.* (2019) para a região centro-oeste brasileira.

Tanto nas regiões áridas como nas semiáridas, os ambientes aquáticos temporários estão sendo destruídos pelo uso múltiplo desses recursos hídricos (Madhyastha *et al.*, 2000). E, na região semiárida brasileira, as lagoas temporárias são utilizadas por uma variedade de atividades humanas, tais como: fonte de água potável, recreação e, principalmente, para a agricultura de subsistência, com o plantio de diversas culturas nas margens de solo inundado e de arroz nas áreas menos profundas. Porém, algumas práticas humanas implicam acentuado impacto sobre as comunidades bióticas desses sistemas, seja pela retirada de água e sedimento para construção civil ou pelo despejo de lixo e esgoto, acarretando a perda do recurso hídrico para uso humano e do ecossistema como um todo.

Além disso, os modelos prognósticos ante as mudanças climáticas globais evidenciaram uma alta probabilidade de alterações dos padrões de distribuição espaço-temporal das águas superficiais devido às alterações na amplitude das estações seca e chuvosa, acentuando as variações ambientais sazonais (Guevara-Ochoa *et al.*, 2020). E, como as lagoas temporárias são definidas pelo hidroperíodo, existe uma suscetibilidade às mudanças do ciclo de inundação devido às alterações nos padrões de uso do solo e demais atividades antrópicas que se desenvolvem na superfície de escoamento circundante a estas. Com a mudança no padrão hidrológico, a sucessão ecológica apresentará mudanças nas relações interespecíficas, vulnerabilizando populações com

baixa densidade e/ou com estratégias de vida específicas, conforme a proporção entre ruderais e competidoras. Ou ainda, a perda de todo o ambiente aquático diminuiria a disponibilidade espacial dos habitats e a probabilidade de sucesso nos processos de dispersão e estabelecimento dos organismos.

Por outro lado, os sistemas aquáticos efêmeros foram excluídos da lei de proteção da flora (Lei nº 12.651, de 25/05/2011) e não foram citados pelo Código de Águas brasileiro (Decreto nº 24.643, de 10/07/1934). Isso contrasta com as ações internacionais que visam à proteção dos recursos hídricos temporários, como os programas desenvolvidos na Europa (Natura, 2007), Austrália (Kingsford *et al.*, 2005) e Estados Unidos (Brown & Jung, 2005), as quais indicam a inserção desses ecossistemas sazonais numa matriz ambiental de alto valor para a conservação e propõem medidas para o mapeamento e o monitoramento destes. A ausência de medidas protetivas legais e de programas de manejo e conservação desses recursos hídricos cria um cenário de incerteza quanto à permanência deles na composição da paisagem das savanas brasileiras.

3. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A implementação de projetos diagnósticos desses ecossistemas seria um primeiro passo para um programa com base na conservação biológica. Principalmente quanto ao mapeamento das lagoas temporárias, analisando a relação da distribuição espacial desses sistemas em função do relevo, em relação aos ambientes (naturais ou antropofizados) presentes nas bacias hidrográficas, os descritores climáticos e a latitude. Assim como relacionar essas informações com dados de diversidade biológica, analisada pelos diferentes grupos taxonômicos que compõem as comunidades desses ecossistemas.

A partir desse diagnóstico, o monitoramento das lagoas temporárias permitirá analisar as mudanças na densidade desses habitats na matrix xerófitica, indicando regiões com maior vulnerabilidade de perda de diversidade devido às modificações antrópicas. Principalmente para as espécies que apresentam ampla distribuição espacial e que se organizam por metapopulações, pois o aumento da distância entre habitats implicaria limitações de dispersão e do acesso aos diversos recursos das lagoas temporárias.

Como as lagoas temporárias geralmente apresentam elevada razão entre o perímetro e a área superficial que, associada à reduzida profundidade e volume d'água, constituem sistemas suscetíveis às modificações físico-químicas pela entrada de substâncias poluentes e/ou mobilização e retirada do substrato. De modo que o uso múltiplo da água pela população local deve incluir práticas adequadas de manejo do recurso e de ações educativas que englobem a percepção do valor de conservação. Porém, as lagoas temporárias não são visualizadas como um ambiente natural carismático, existindo uma baixa compreensão da biodiversidade mantida pela existência dessas áreas alagadas.

Esse talvez seja o quadro mais complexo a ser superado se considerarmos ações para a conservação, pois envolveria o planejamento de meios eficazes de acesso à água potável pelas populações humanas numa região com acentuada escassez desse recurso. Assim como de programas sociais e educativos que permitissem a preservação e a valorização das lagoas temporárias como componente da paisagem semiárida. Porém, modelos e procedimentos dessa prática foram mostrados pelo projeto LIFE em regiões do Mediterrâneo (https://www.persee.fr/doc/ecmed_0153-8756_2003_num_29_1_1541), o qual desenvolveu uma ampla rede de gestores e ações para a conservação das áreas úmidas temporárias e vem obtendo bons resultados desde sua implantação no final do século passado.

E, finalmente, os princípios para o manejo e conservação das lagoas temporárias se pautam na avaliação de áreas prioritárias para o estabelecimento dessas diretrizes, incluindo programas de monitoramento de áreas com relevante biodiversidade e que estejam em situação de vulnerabilidade perante a ação das atividades antrópicas.

AGRADECIMENTOS

A Leonardo Normando, pela preparação do mapa, à profa. Helena Becker, pela orientação nas análises limnológicas, e a todos os alunos de graduação e de pós-graduação, respectivamente, pelo desempenho na preparação das monografias das plantas aquáticas para a Flora do Ceará, e nas análises ecológicas das lagoas temporárias.

REFERÊNCIAS

- Albuquerque, A.C., Rodrigues-Filho, C.A.S, Matias, L.Q. (2020). Influence of climatic variables on CSR strategies of aquatic plants in a semiarid region. *Hydrobiologia* 847: 61–74. doi.org/10.1007/s10750-019-04072-5
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G. (2014). Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711–728. doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507
- Bermudez, V., Rodrigues, K., Becker, H., Matias, L.Q. (2022) Propostas de combinações de macrófitas para o uso em wetland construídos a partir de modelos naturais de lagoas rasas. *Revista Aidis de ingeniería y ciencias ambientales* 15: 344 - 363.
- Bhunja, B., Mondal, A.K. (2012). Systematic analysis (morphology, anatomy and palynology) of an aquatic medicinal plant water mimosa (*Neptunia oleraceae* Lour.) in Eastern India. *International Journal of life science, biotechnology & pharm research* 1(2): 290-319. doi.org/10.1080/1477-2000/2013/773949
- Britzke, R., Nielsen, D.T.B., Oliveira, C. (2016). Description of two new species of annual fishes of the *Hypsolebias antenori* species group (Cyprinodontiformes: Rivulidae), from Northeast Brazil. *Zootaxa* 4114 (2): 123–138. doi.org/10.11646/zootaxa.4114.2.2
- Brown, L.J. & Jung, R.E. (2005). An Introduction to Mid-Atlantic Seasonal Pools, EPA/903/B05/001. U.S. Environmental Protection Agency, Mid-Atlantic Integrated Assessment, Ft. Meade, Maryland: p. 92.
- Caitano, R.F., Lopes, F.B., Teixeira, A.S. (2011). Estimativa da aridez no Estado do Ceará usando Sistemas de Informação Geográfica. *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR*. INPE, Curitiba. Acessado em 15/02/2022 através do link: <http://marte.dpi.inpe.br>.

- Campos, J.O. & Chaves, H.M.L. (2020). Tendências e Variabilidades nas Séries Históricas de Precipitação Mensal e Anual no Bioma Cerrado no Período 1977-2010. *Revista brasileira de meteorologia* 35(1): 157-169. doi.org/10.1590/0102-7786351019
- De Meester, L., Declerck, S., Stoks, R. & Louette, G. (2005). Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation* 15(6): 715–725. [doi.org/ 10.1002/aqc.748](https://doi.org/10.1002/aqc.748)
- Espinar, J.L., García, L.V., García Murillo, P. & Toja, J. (2002). Submerged macrophyte zonation in a Mediterranean salt marsh: a facilitation effect from established helophytes? *Journal of vegetation science* 13(6): 831-840. [doi.org/ 10.1111/j.1654-1103.2002.tb02112.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02112.x)
- Ferreira, F.S., Tabosa, A.B., Bemvindo, G.R., Martins, R.F. & Matias, L.Q. (2015). Spatiotemporal ecological drivers of an aquatic plant community in a temporary tropical pool. *Journal of Arid Environments* 115: 66-72. doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.01.001
- Forro, L., Korovchinsky, N.M., Kotov, A.A., Petrusek, A. (2008) Global diversity of Cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 177–184. doi.org/10.1007/s10750-007-9013-5
- Fu, H., J. Zhong, J., Yuan, G., Guo, C. & Lou, Q. (2015). Predicting changes in macrophyte community structure from functional traits in a freshwater lake: a test of maximum entropy model. *PLoS ONE* 10: e0131630. doi.org/10.1371/journal.pone.0131630
- Furness, A.L. (2016). The evolution of an annual life cycle in killifish: adaptation to ephemeral aquatic environments through embryonic diapause. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 91(3): 796-812. [doi.org/ 10.1111/brv.12194](https://doi.org/10.1111/brv.12194)
- Greulich, S. & Bornette, G. (1999). Competitive abilities and related strategies in four aquatic plant species from an intermediately disturbed habitat. *Freshwater Biology* 41:493–506. [doi.org/ 10.1046/j.1365-2427.1999.00395.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00395.x)
- Grime, J. (1973). Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature* 242: 344–347.
- Grime, J. P. & Pierce, S. (2012). *The Evolutionary Strategies that Shape Ecosystems*. Wiley-Blackwell, Chichester. 263p.
- Guevara-Ochoa, C., Medina-Sierra, A. & Luis Vives, L. (2020). Spatio-temporal effect of climate change on water balance and interactions between groundwater and surface water in plains. *Science of the Total Environment* 722: 137886. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137886
- Ibiapina-Santos, L. (2016). Diversidade filogenética e fatores estruturantes de comunidades de plantas aquáticas em lagoas temporárias. Dissertação de Mestrado do programa de pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Federal University of Ceará, Brazil, pp. 138.
- Iversen, L.L., Girón, J.G. & Pan Y. (2022). Towards linking freshwater plants and ecosystems via functional biogeography. *Aquatic Botany* 176: 103454. doi.org/10.1016/j.aquabot.2021.103454
- Jenkins, G. & Buikema Jr. A.L. (1998). Do similar communities develop in similar sites? A test with zooplankton structure and function. *Ecological Monographs* 68 (3): 421–443. doi.org/10.1890/0012-9615
- Junk, W., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A. (2013). Brazilian wetlands: Definition, delineation and classification for research, sustainable management and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Environments* 24(1): 5-22. doi.org/10.1002/aqc.2386
- Karuthapandi, M., Rao, D.V. (2016). Cladoceran Diversity, Distribution and Ecological Significance. *Arthropod Diversity and Conservation in the Tropics and Sub-Tropics*: 183–196. [doi:10.1007/978-981-10-1518-2_11](https://doi.org/10.1007/978-981-10-1518-2_11)
- Kingsford, R.T., Dunn, H. , Love, V., Nevill, J., Stein, J. & Tait, J. (2005). Protecting Australia's rivers, wetlands and estuaries of high conservation value. Department of Environment and Heritage Australia, Canberra, PR050823, p. 110.
- Koirala, K., Jha, S. (2011). Macrophytes of the lowland wetlands in Morang district, Nepal. *Nepalese Journal of Biosciences* 1: 131-139. doi.org/10.3126/njbs.v1i0.7480

Legendre, P., De Caceres, M. & Borcard, C. (2010). Community surveys through space and time: testing the space-time interaction in the absence of replication. *Ecology* 91: 262-272. doi.org/10.1890/09-0199.1

Machado, I.C. & Lopes, A.V. (2004) Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany* 94:365–376. doi.org/10.1093/aob/mch152

Madhyastha, M.N., Shashikumar, K.C. & Rekha, P.D. (2000) Temporary ponds—a neglected ecosystem. Paper presented at the Lake 2000, international symposium on restoration of lakes and wetlands, pp. 27–29. doi.org/10.1007/s10750-016-2962-9

Maltchick, L., Costa, M.A.J. & Duarte, M.D.C. (1999). Inventory of Brazilian Semiarid shallow lakes. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 801-808.

Maltchik, L. & Medeiros, E. (2006). Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: Implications of hydrological disturbance and species diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 665 - 677. doi.org/10.1002/aqc.805

Maltchik, L. & Silva-Filho, M.I. (2002). Succession of macroinvertebrates in a short-term aquatic habitat in the neotropical semi-arid region. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Verhandlungen* 28(3): 1482-1485. doi.org/10.1080/03680770.2001.11902703

Martins, E.S., Reatto, A., Carvalho Jr., O. A. & Guimarães, R. F. (2004): *Evolução Geomorfológica do Distrito Federal*. Documentos/Embrapa Cerrados. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados. 57p.

Matias, L.Q. (2007). O gênero *Echinodorus* (Alismataceae) no domínio da Caatinga brasileira. *Rodriguésia* 62(4): 887-900. doi.org/10.1590/2175-7860200758403

Matias, L.Q. (2020). Alismataceae in Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Acessado em 18/11/2021 através do link: <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB39>.

Matias, L.Q., Guedes, F.M., Nascimento, H.P. & Sfair, J.C. (2021). Breaking the misconception of a dry and lifeless semiarid region: the diversity and distribution of aquatic flora in wetlands of the Brazilian Northeast. *Acta Botanica Brasilica* 35(1): 46-61. doi.org/10.1590/0102-33062020abb0236

Nascimento, H.P. & Matias, L.Q. (2021). Flora of Ceará, Brazil: Onagraceae. *Rodriguésia* 72: e01732019. doi.org/10.1590/2175-7860202172029

Nascimento, W.S., Bezerra, J.B., Lima-Filho, P.A., Yamamoto, M.E., Chellappa, S. & Molina, W.F. (2014). Karyotype Patterns of *Hypsolebias antenori* (Cyprinodontiformes: Rivulidae): An Endangered Killifish of the Semiarid Region of Brazil. *The Scientific World Journal* 2014: 862434. doi.org/10.1155/2014/862434

Nascimento, W.S., Yamamoto, M.E. & Chellappa, S. (2012). Proporção sexual e relação peso-comprimento do peixe anual *Hypsolebias antenori* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) de poças temporárias do Semiárido brasileiro. *Biota Amazônia* 2: 37–44. doi.org/10.1155/2014/862434

Natura (2007). Interpretation manual of European Union habitats. European Commission DG Environment, Bruxelles, p. 142.

Neves, B.B.B. (1975): Regionalização geotectônica do Pré-Cambriano nordestino. Tese de doutorado do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 200.

Padovesi-Fonseca, C., Rezende, R.S. (2017): Factors that drive zooplankton diversity in Neo-tropical Savannah shallow lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia* 29(e15): 1-12. doi.org/10.1590/S2179-975X1817

Parron, L.M, Bustamante, M.M.C., Markewitz, D. (2011). Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the Cerrado of central Brazil. *Biogeochemistry* 105: 84-104. doi.org/10.1007/s10533-010-9537-z

Pierce, S., Brusa G., Vagge I. & Cerabolini, B. E. L. (2013). Allocating CSR plant functional types: the use of leaf economics and size traits to classify woody and herbaceous vascular plants. *Functional Ecology* 27: 1002–1010. doi.org/10.1111/1365-2435.12095

- Raja, P., Soosairaj, S., Dhatchanamoorthy, N. & Tagore, J.K. (2015). Floristic composition of aquatic angiosperms in different wetlands of Pudukkottai district of Tamil Nadu, India. *Asian Journal of Plant Science and Research* 5(12): 6-12.
- Sampaio, E.V.S.B. (1995): Overview of the Brazilian caatinga. In: Bullock, S. H.; Mooney, H. A.; Medina E. (Eds.): *Seasonally dry tropical forests*, Cambridge University Press, Cambridge: 35-63.
- Sculthorpe, C.D. (1967). *The biology of aquatic plants*. Edward Arnold, London, ISBN 10: 3874292576, 610 pp.
- Silva, F.H.B.B., Silva, M.S.L., Cavalcanti, A.C. & Cunha, T.J.F. (2005). *Principais solos do semiárido do nordeste do Brasil*. -Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Recife. 35 pp.
- Silva-Filho, M.I. (2004). *Perturbação hidrológica, estabilidade e diversidade de macroinvertebrados em uma zona úmida (lagoas intermitentes) do semi-árido brasileiro*. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 169 pp.
- Simões, N. R., Ribeiro, S. M. M. S., & Sonoda, S. L. (2011). Diversity and structure of microcrustacean assemblages (Cladocera and Copepoda) and limnological variability in perennial and intermittent pools in a semi-arid region, Bahia, Brazil. *Iheringia Sér. Zoo.*: 101(4): 317–324. doi.org/10.1590/S0073-47212011000300006
- Tabosa, A.B., Matias, L.Q. & Martins, F.R. (2012). Live fast end die young: The aquatic macrophyte dynamics in a temporary pool in the Brazilian semiarid region. *Aquatic Botany* 102: 71-78. doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.05.004
- Van der Valk, A.G. (1981). Succession in Wetlands. A Gleasonian approach. *Ecology* 62: 688–696.
- Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeck, M.A. & Donoghue, M.J. (2002). Phylogenies and Community Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 475-505. doi.org/abs/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448
- Willians, D.D. (1885). Biotic adaptations in temporary lentic waters, with special reference to those in semi-arid and arid regions. *Hydrobiologia* 125: 85-110. doi.org/10.1007/BF00045928
- Willians, D.D. (2005). *The biology of temporary waters*. OUP Oxford Ed., Oxford, 352pp.
- Xavier, R.S.R., Barros, I.V.L., & Santiago, A.C.P. (2012). Ferns and lycophytes in Brazil's semi-arid region. *Rodriguésia* 63 (2): 483-488. doi.org/10.1590/S2175-78602012000200021

BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DAS LAGOAS RASAS DO CERRADO CENTRAL DO BRASIL

Luciana de Mendonça Galvão¹ e Lourdes Maria Abdu Elmoor Loureiro²

¹ Departamento de Ciências Naturais, Laboratório de Ecologia, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Campus Vitória da Conquista, Estrada Bem Querer, Km 4, Bairro Candeias, 45083-900, Vitória da Conquista, BA, Brasil.

² Laboratório de Zoologia de Invertebrados, Universidade Federal de Jataí, Rodovia BR364, km 195, n. 3.800, Setor Francisco Antônio, 75801615, Jataí, GO, Brasil.

RESUMO

A paisagem do Cerrado central brasileiro apresenta um mosaico de pequenas lagoas rasas, contornadas por vegetação herbácea anfíbia, por veredas ou outras formações. As lagoas do Cerrado são perenes devido à influência do lençol freático na estação seca, apresentando flutuação anual de volume em função da precipitação concentrada nos meses de outubro a março, quando recebem não apenas contribuições diretas da chuva, mas também aumento da vazão dos lençóis freáticos. A presença de numerosas espécies de macrófitas aquáticas com diferentes morfologias promove uma considerável heterogeneidade espacial, formando grande quantidade de habitats que permitem o desenvolvimento da comunidade perifítica e metafítica, com destaque para cianobactérias e algas verdes filamentosas, desmídias e diatomáceas, além de invertebrados, ciliados e amebas testáceas, tornando essas lagoas áreas especialmente biodiversas. A elevada biodiversidade desses pequenos corpos d'água, sua biota característica, com espécies diferenciadas em relação aos demais sistemas aquáticos e endemismos, características limnológicas peculiares e seu papel como *stepping stones* na paisagem indicam o alto valor para a conservação desses ecossistemas. A ausência de medidas protetivas efetivas e de programas de manejo e conservação dessas pequenas áreas úmidas do Cerrado, somada à forte pressão de ocupação agropecuária, cria um cenário de incerteza quanto à permanência das lagoas na paisagem das savanas brasileiras.

Palavras-chave: sistemas lênticos; biota aquática; savanas.

ABSTRACT

Biodiversity and conservation of shallow lakes in the Central Brazilian Cerrado—The central Brazilian Cerrado presents a mosaic of small shallow lakes bordered by amphibious herbaceous vegetation, “veredas” or other formations. The Cerrado ponds are perennial even during the dry season due to the influence of the water table. The ponds present annual volume fluctuations due to the precipitation concentrated from October to March when they receive direct contributions from the rain and water table. The presence of several species of aquatic macrophytes with different morphologies promotes considerable spatial heterogeneity, forming many habitats that allow the development of periphytic and metaphytic communities, with emphasis on cyanobacteria and filamentous green algae, desmids, and diatoms, in addition to invertebrates, ciliates, and testaceous amoebae, making these ponds exceptionally biodiverse. The high biodiversity of these small water bodies, their characteristic biota, endemism, peculiar limnological characteristics, and their role as stepping stones in the landscape indicate their high value for conservation. However, the lack of protective measures and conservation programs and the intense pressure for occupation by agriculture and livestock create a scenario of uncertainty regarding the permanence of the ponds in the landscape of the Brazilian Cerrado.

Keywords: lentic systems; aquatic biota; savannas.

INTRODUÇÃO

O Cerrado brasileiro ocupou, originalmente, ampla faixa contínua no território brasileiro central, com interface com os domínios Caatinga, Mata Atlântica e Amazônia. Atualmente, encontra-se bastante fragmentado e convertido para atividade de agricultura e pecuária, restando cerca de 50% da área original.

Estudos científicos sobre lagoas rasas do Cerrado central foram iniciados com a expedição Cruls, entre 1892 e 1893, segundo Pujol-Luz e Borghetti (2008). Esses autores extraíram trechos de dois relatórios (Relatório Cruls, I e II) que indicam o estudo da Lagoa Feia (GO) e da fauna de ocorrência na região. O documento cita a presença de jacaretinga (*Caiman sclerops*) na Lagoa Feia, por exemplo, e uma rica fauna associada a sistemas aquáticos.

Posteriormente, os registros de estudos datam das décadas de 1980 e 1990 e têm como foco a biodiversidade, como Campos e Senna (1988), Souza e Compère (1999), Souza e Moreira-Filho (1999 a, b) que inventariaram as comunidades de cianobactérias e algas diatômicas na Lagoa Bonita, no Distrito Federal. Estudos de fauna aparecem representados no trabalho de Reid (1993), que estudou os Copepoda em sistemas do DF, incluindo lagoas.

Já no século XXI, os estudos se expandiram para diferentes lagoas e componentes da biota aquática, com destaque para Fonseca *et al.* (2018), que forneceram um panorama de diferentes grupos para várias lagoas do DF e Goiás, Fonseca e Estrela (2015), com enfoque nas desmídias de lagoas do DF, Lima (2014), com estudo da anurofauna em GO, Silveira *et al.* (2021), com uma contribuição pioneira sobre as comunidades de archeias e bactérias de sedimentos de lagoas. Aspectos ecológicos também vêm sendo explorados nos estudos recentes, como a interação trófica (Alvim *et al.*, 2019), a estrutura de comunidade de microinvertebrados (Padovesi-Fonseca & Resende, 2017) e a biogeoquímica das lagoas (Alvim, 2017).

As lagoas naturais são fundamentais como fonte de água para diversos usos econômicos e apresentam um papel central para o pool regional de biodiversidade, considerando-se a grande contribuição de espécies de variados grupos de animais, plantas e microbiota (Williams *et al.*, 2004; De Marco Jr. *et al.*, 2013; Fonseca *et al.*, 2018).

Considerando a variabilidade dos ambientes lênticos das savanas brasileiras nos quais evoluíram comunidades compostas por espécies com ciclo de vida associado à existência de habitats aquáticos limitados a um conjunto de variáveis climáticas específicas e sazonais, este capítulo apresenta uma síntese da informação disponível, levando em conta aspectos do ambiente físico, aspectos limnológicos e comunidades aquáticas, além de indicar pressões atuais e sugerir ações para a sua conservação.

1. DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DAS LAGOAS NATURAIS

As lagoas naturais prístinas do Cerrado estão amplamente distribuídas no Brasil central (Goiás, Tocantins, Minas Gerais, Bahia, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Distrito

Federal), embora não haja um mapeamento ou estimativa do número total. O relevo da região nuclear do Cerrado consiste em planaltos antigos e extensivamente escavados formando vales mais recentes, que originaram algumas das maiores bacias da América do Sul, como Paraná, Tocantins-Araguaia e São Francisco-Parnaíba. A geomorfologia, solos e clima da região contribuíram para o surgimento de pequenos corpos d'água que compõem a paisagem, como as lagoas rasas, as veredas (uma fitofisionomia caracterizada pela presença de *Mauritia flexuosa* Mart. (Ribeiro & Walter 2008) e os campos úmidos (Alvim, 2017; Elmoor-Loureiro, 2014; Fonseca *et al.*, 2018, 2019; Lahr & Gomes-e-Souza, 2011; Moreira *et al.*, 2011).

A maioria das lagoas tem formato predominantemente circular ou oval, com tamanho pequeno (3,0 a 300 ha) e tende a apresentar baixa profundidade (< 2,0 m). Essas pequenas lagoas prístinas estão mais restritas a unidades de conservação como o Parque Nacional (PN) de Brasília e Estação Ecológica de Águas Emendadas (Distrito Federal), Chapada dos Veadeiros (Goiás), PN Serra do Cipó, PN Sempre Vivas e PN Grande Sertão Veredas, em Minas Gerais (Alvim, 2017; Fonseca *et al.*, 2018, 2019; Lahr & Gomes-e-Souza, 2011) (Figura 1).

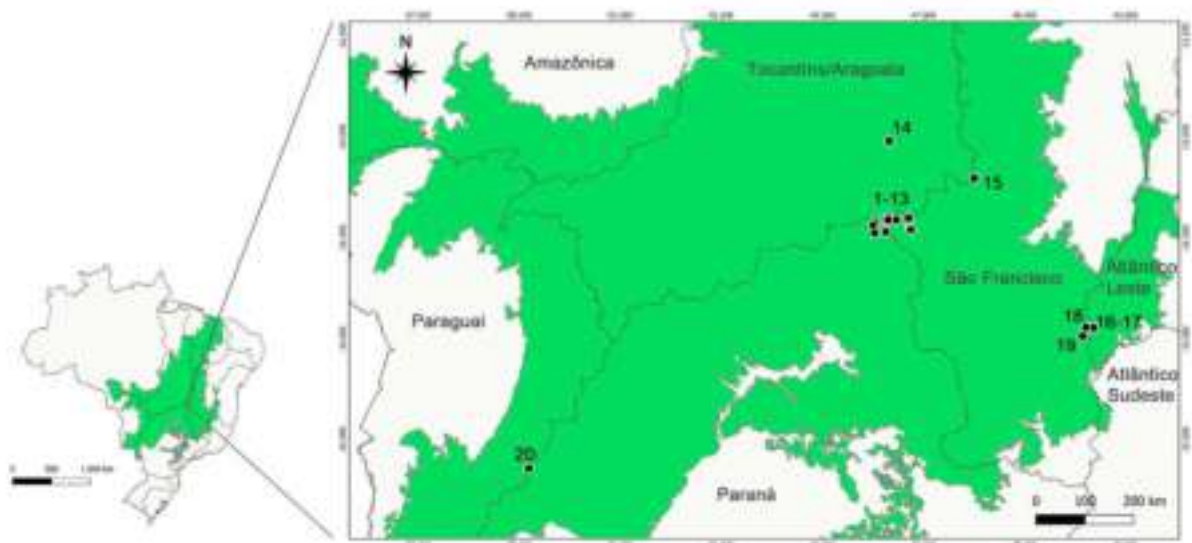


Figura 1. Localização de algumas lagoas rasas prístinas no Cerrado (em verde) nas regiões hidrográficas do Paraná, São Francisco e Tocantins-Araguaia. Lagoas no Distrito Federal: 1. Bonita; 2. Henrique; 3. Exército; 4. Joaquim Medeiros; 5. Cedro; 6. Azul; 7. Gansos; 8. Taquara; 9. Carás; Lagoas em Goiás: 10. Cabocla 1; 11. Cabocla 2; 12. Grande; 13. Veado; 14. Sete Lagoas; Lagoas em Minas Gerais: 15. Lagoa do Formoso; 16. Bracinho; 17. Redonda; 18. Divisor; 19. Preta; Lagoa em Mato Grosso do Sul: 20. "Pond".

Contudo, ainda podem ser encontradas algumas lagoas prístinas em áreas como o Campo Instrucional de Formosa e a Fazenda Trijunção (GO) (Elmoor-Loureiro, 2014), algumas fazendas (Moreira *et al.*, 2011) ou ao longo de rios como o São Francisco (Dabés & Velho, 2001) e em áreas urbanas do Distrito Federal (Fonseca & Estrela, 2015).

2. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E LIMNOLÓGICA DAS LAGOAS NATURAIS RASAS DO CERRADO CENTRAL

2.1 Clima

As lagoas naturais do Cerrado estão sob o regime climático tropical úmido de savana (Aw, segundo a classificação de Köppen), com sazonalidade fortemente marcada. A estação chuvosa ocorre de outubro a abril e concentra 80% da precipitação anual (temperatura média em torno de 29 °C). Já a estação seca vai de maio a setembro, quando a precipitação fica entre zero e 50 mm (temperatura média de 18 °C).

Considerando a área de distribuição do Cerrado, a precipitação média anual entre 1977 e 2010 foi de 1486 mm ± 146,8 mm. A região central, sobretudo o estado de Goiás, concentrou os valores médios de precipitação da série histórica (1442 mm a 1780 mm), os quais são característicos do domínio Cerrado (Campos & Chaves, 2020). Na transição com a Caatinga, a precipitação atingiu as menores médias anuais (750 mm). Já na transição com o domínio amazônico, a precipitação média anual pode chegar a 2000 mm (Marcuzzo *et al.*, 2012).

A evaporação anual na região central do Brasil está em torno de 1650 mm e concentra-se na estação seca, especialmente nos meses de agosto e setembro, quando a vegetação experimenta déficit hídrico. Sobre a umidade relativa ressalta-se que valores de umidade entre 9 e 11% costumam ser registrados com frequência nos meses de seca, ainda que por poucas horas, nos períodos mais quentes do dia.

2.2 Geomorfologia, pedologia e hidrologia

A formação geológica muito antiga, a presença de lençóis freáticos superficiais e os solos altamente intemperizados ajudam a explicar parte das características limnológicas das lagoas naturais do Cerrado, como a baixa concentração de nutrientes, por exemplo.

A geologia da região é composta de rochas metassedimentares pertencentes aos grupos Canastra, Paranoá, Araxá e Bambuí, formadas nas eras Meso e Neoproterozoica (1000-500 milhões de anos) (Martins *et al.*, 2004).

No Cerrado como um todo, predominam latossolos (46%). Próximo aos cursos d'água (campos úmidos, matas de galeria) ocorrem gleissolos, os quais são solos hidromórficos reduzidos que ocupam as depressões da paisagem frequentemente inundadas. São solos onde o lençol freático é próximo à superfície, mal drenados, em geral com espessa camada escura de matéria orgânica mal decomposta sobre uma camada acinzentada (gleizada), resultante de ambiente de oxirredução. Organossolos, planossolos e argissolos também podem estar presentes (Reatto *et al.*, 2002; Reatto *et al.*, 2008; Spera *et al.*, 2005). Os latossolos são predominantemente distróficos (pobres em nutrientes e ricos em metais, como Fe), ácidos, álicos e bem drenados.

Em relação à hidrologia das lagoas naturais do Cerrado, a sazonalidade marcada é o fator principal que explica as flutuações de nível d'água, alguns processos ecológicos e as características limnológicas desses sistemas. O volume das lagoas apresenta dependên-

cia direta e indireta da precipitação. Na estação seca, as taxas de evaporação são altas em função da baixa umidade relativa do ar e a única fonte de água para manutenção do volume das lagoas passa a ser o lençol freático, que pode ficar mais rebaixado ou com menor vazão. Ambos os processos resultam em redução do volume das lagoas e perda de profundidade.

Já na estação chuvosa, além das entradas via precipitação, os aquíferos são recarregados e aumentam sua vazão, gerando não apenas a recuperação de volume, mas também a ocorrência de inundações não persistentes das áreas adjacentes. Apesar dessas flutuações anuais esperadas, em anos atípicos, com secas prolongadas e redução no volume total de precipitação, pode ocorrer perda total do espelho d'água das lagoas, um fenômeno aparentemente recente (amplamente registrado no Distrito Federal nos anos de 2016/2017, por exemplo) e que pode também ter relação com as alterações do clima regional e superexploração de águas subterrâneas.

2.3 Aspectos Limnológicos

A temperatura da água pode apresentar valores mais baixos na estação seca, especialmente nos meses de junho e julho (17,0 °C), atingindo valores elevados nos meses de verão, na estação chuvosa (31,4 °C), com mediana de 26,0 °C. Como as lagoas são rasas, não há estratificação térmica, mas microestratificações podem ocorrer, especialmente em meses em que a amplitude térmica diária é alta, como agosto e setembro.

Em termos de oxigenação das águas, considera-se que as concentrações tendem a ser elevadas, apresentando valores médios entre 5,64 e 6,76 mg/L, muito em função da constante mistura da coluna d'água e facilidade de ação do vento nesses ambientes rasos (Alvim, 2017).

As águas são transparentes, com luz chegando até o fundo, em função da pequena profundidade, com baixa turbidez mesmo na estação chuvosa (0,8 a 2,27 NTU, Alvim *et al.*, 2019). Tempestades na estação chuvosa podem levar à ressuspensão dos sedimentos do fundo das lagoas e o solo carregado da bacia pode reduzir a transparência da água momentaneamente.

O pH é levemente ácido, variando entre 4,6 e 6,8 (eventualmente chegando a 7,2, valor medido na região das Sete Lagoas, no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, GO). Também podem ser considerados relativamente baixos os valores de alcalinidade (1,61 a 2,12 mg CaCO₃/L). A condutividade elétrica é extremamente baixa e varia de 3,2 a 6,9 µS/cm, refletindo as baixas concentrações de sais dissolvidos na água (Fonseca *et al.*, 2018; Alvim, 2017; Gomes *et al.*, 2010).

A reduzida concentração de cátions e ânions, bem como a acidez da água, reflete a hidrogeoquímica do Cerrado, cujos solos antigos e altamente intemperizados são pobres em vários elementos. As concentrações iônicas médias de HCO₃⁻, SO₄⁻, Cl⁻, SiO₂⁻, NO₃⁻, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Na⁺, K⁺ são as mais baixas comparativamente aos demais continentes e à América do Norte (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008).

O fósforo total medido em lagoas do DF e GO tem concentrações entre 10-20 µg/L ou muitas vezes abaixo dos limites de detecção dos métodos analíticos. O nitrogênio total apresenta valores mais variáveis entre as lagoas, desde 20 µg/L (Sete Lagoas, no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, GO, Parque Nacional Sempre Vivas) a 370 µg/L (Lagoa Cabocla 2, Centro de Instruções de Formosa, GO). O nitrato pode variar entre 12 e 42 µg/L e amônio entre 20 e 107 µg/L (e.g., Fonseca *et al.*, 2018; Alvim, 2017, Gomes *et al.*, 2010).

Estudos que consideraram a sazonalidade climática revelaram uma tendência de aumento da temperatura média da água, da alcalinidade, da turbidez, da condutividade elétrica, da concentração de fósforo total e valores mais elevados das formas nitrogenadas inorgânicas dissolvidas (nitrito e nitrato, 52,0 e 21,3 µg/L, respectivamente), bem como de NH_4^+ (78,3 µg/L em média) e nitrogênio total (média de 289,4 µg/L), na transição da estação seca para chuvosa (Alvim, 2017). Nesse mesmo estudo, a razão molar N:P da água indicou limitação por P em todos os períodos sazonais ($\text{N:P} > 18$), obtendo-se, em média, valores abaixo de 24,0 µg/L de fósforo total.

Os sedimentos de lagoas do DF e GO podem ser caracterizados como orgânicos (média de 34,7% a 40,4% de matéria orgânica) e pobres em nutrientes (especialmente N, P, Ca, K). Os nutrientes parecem permanecer na biomassa viva e muito pouco é “perdido” nos detritos ou via decomposição (Alvim, 2017).

Entre os elementos-traço no sedimento, Alvim (2017) destacou as concentrações de V e Cr no sedimento (144,3 µg/g PS e 99,3 µg/g PS, respectivamente). A autora atribuiu essa concentração à presença dos óxidos de Fe e Al, característicos dos solos da região, que têm elevada afinidade por metais, tais como V e Cr, o que conduz à absorção e coprecipitação.

3. BIODIVERSIDADE E ECOLOGIA DE LAGOAS DO CERRADO CENTRAL

Embora as lagoas naturais do Cerrado sejam oligotróficas, elas são capazes de abrigar uma riqueza de espécies consideravelmente alta, relativamente a sua área.

3.1 Macrófitas aquáticas

Moreira *et al.* (2011) encontraram 77 espécies de macrófitas aquáticas numa única lagoa de vereda de Mato Grosso do Sul, destacando espécies de maior cobertura ou frequência relativa (>10%) nas lagoas estudadas: *Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult. (Cyperaceae), *Leersia hexandra* Sw. e *Paspalum lenticulare* Kunth (Poaceae).

Espécies de *Cyperus* spp. e *Eleocharis* spp. são indicadas como principais componentes, em termos de abundância, da Lagoa Bonita, no Distrito Federal, associadas à representantes das famílias Lentibulariaceae (representada por *Utricularia* spp.), Pontederiaceae e Menyanthaceae (Padovesi-Fonseca, 2008). Em outras duas lagoas no Parque Nacional de Brasília (PNB, DF) e uma no Centro de Instruções de Formosa (CIF,

GO), obtiveram-se 26, 19 e 22 espécies de macrófitas, respectivamente (Sousa, 2012). No estudo de Alvim (2017), a autora relatou uma riqueza de 26 espécies de macrófitas em cada uma das duas lagoas do PNB e 22 espécies em uma lagoa no Centro de Instruções de Formosa (CIF, GO). Um destaque importante foi a baixa similaridade entre as lagoas (apenas 28% de espécies compartilhadas). Fonseca *et al.* (2018) registraram um total de 85 espécies de macrófitas em lagoas do Distrito Federal e arredores, com média de 20 espécies por ambiente.

3.2 Perifiton e metafiton

Em função das águas transparentes, a comunidade perifítica e metafítica é abundante, com destaque para cianobactérias e algas verdes filamentosas, desmídias e diatomáceas, incluindo muitos táxons acidófilos (Dunck *et al.*, 2016; Fonseca *et al.*, 2018).

O Cerrado, por suas águas tipicamente ácidas, é considerado uma região de diversificação para desmídias (Classe Zygnematophyceae), pelas preferências ecológicas desse grupo (Fonseca *et al.*, 2019).

Em lagoas de duas áreas de proteção ambiental na região do Distrito Federal, Fonseca *et al.* (2018) obtiveram 334 algas e cianobactérias. Fonseca e Estrela (2015) realizaram um levantamento taxonômico das espécies de desmídias dos gêneros *Euastrum*, *Micrasterias* e *Triploceras* em cinco lagoas periurbanas do DF. As autoras obtiveram 13 táxons de *Euastrum*, 11 táxons de *Micrasterias* e um de *Triploceras*. Destes, 12 foram citações pioneiras para o Distrito Federal (nove de *Euastrum* e três espécies de *Micrasterias*). O estudo de Fonseca *et al.* (2018) apontou alguns táxons raros como *Parallela novae-zealandiae* (Chlorophyceae), *Croasdalea marthae* (Zygnematophyceae), típicos de regiões altamente preservadas.

As diatomáceas são bastante presentes nas lagoas naturais do Cerrado, apresentam alta riqueza e potencial endemismo. Souza e Moreira-Filho (1999a) registraram 15 espécies do gênero *Eunotia* e três do gênero *Actinella* na Lagoa Bonita, DF, todas como primeiras ocorrências para o DF. No total, nessa Lagoa foram identificados mais de 60 táxons de diatomáceas, sendo quatro novas espécies: *Brachysira staurophora*, *Eunotia sennae*, *Kobayasiella mirabilis* e *Pinnularia sulcata* (Souza & Compère, 1999; Souza & Moreira-Filho, 1999b).

Outros grupos de algas foram registrados em lagoas do DF. Gomes *et al.* (2010) avaliaram a presença da classe Dinophyceae, representada pela espécie *Peridinium umbonatum* na Lagoa Bonita, DF. As autoras concluíram que a estrutura das comunidades de macrófitas submersas influenciou na dinâmica populacional de *P. umbonatum* e que essa espécie de dinoflagelado é indicadora de ambientes oligotróficos.

3.3 Crustáceos

A biodiversidade de Cladocera, com ênfase em seus aspectos taxonômicos, vem sendo estudada mais intensamente nos últimos quinze anos (*e.g.*, Elmoor-Loureiro, 2007, 2014;

Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010; Sousa & Elmoor-Loureiro, 2012, 2013; Sousa *et al.*, 2013, 2015, 2016, 2018). Os autores fornecem informações sobre sua riqueza de espécies e ocorrência de endemismos. No vale do Rio Paranã, Goiás, 39 espécies foram reportadas para ambientes rasos, 37 delas podendo ser atribuídas a lagoas rasas ou brejos do Cerrado (Elmoor-Loureiro, 2007).

Numa síntese sobre os cladóceros do Distrito Federal, que apontou 56 espécies de cladóceros nessa unidade federativa, 43 das espécies foram reportadas para 16 lagoas rasas do Cerrado (Sousa & Elmoor-Loureiro, 2012). Com foco exclusivo nesses ambientes em duas áreas de proteção ambiental, uma no Distrito Federal e outra próxima a este, Sousa *et al.* (2013) evidenciaram 35 espécies de cladóceros.

Em cinco lagoas investigadas no PN Sempre Vivas, Minas Gerais, foram encontradas 27 espécies (Sousa & Elmoor-Loureiro, 2013). Considerando seis áreas protegidas no Cerrado, em diversos estados brasileiros, foram encontradas 59 espécies de Cladocera (Sousa *et al.*, 2018). Em todos os ambientes estudados, mais da metade das espécies reportadas foram os membros da Família Chydoridae (Elmoor-Loureiro, 2007; Sousa & Elmoor-Loureiro, 2012; Sousa *et al.*, 2018), número que se eleva a 77% quando são consideradas apenas as lagoas (Sousa & Elmoor-Loureiro, 2013; Sousa *et al.*, 2013). Esses animais tipicamente são raspadores de perifíton, abundante nas lagoas. *Celsinotum candango* pode ser considerada como espécie indicadora desse tipo de sistema.

Nos últimos anos, diversas novas espécies de Cladocera têm sido descritas. Destas, duas podem ser consideradas endêmicas de lagoas rasas do Cerrado: *Celsinotum candango* e *Ephemeroporus quasimodo* (Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010; Elmoor-Loureiro, 2014).

Entre os Copepoda foram reportados membros das superordens Harpacticoida, Cyclopoida e Calanoida com predomínio numérico e de riqueza de espécies de Cyclopoida. *Attheyella* spp. (Harpacticoida), *Neutrocyclops brevifurca* (Cyclopoida), uma espécie rara, e *Tropocyclops federensis* (Cyclopoida) foram coletados por Reid (1993) em áreas marginais de algumas lagoas de UCs do DF.

Em três lagoas do PN Sempre Vivas, MG, foram observados oito táxons de Copepoda Cyclopoida, sendo cinco da subfamília Eucyclopinae (*Tropocyclops federensis*, *T. prasinus*, *Tropocyclops* sp. e *Paracyclops* cf. *eucyclopoides*) e três táxons da subfamília Cyclopinae (*Microcyclops ceibaiensis*, *M. finitimus* e *Thermocyclops minutus*) (Medeiros, 2012).

Em lagoas periurbanas e fora de UCs no DF podem ser encontrados Calanoida em maior abundância (Padovesi-Fonseca & Rezende, 2017). Nessas lagoas foram obtidos em média 23 táxons de microcrustáceos e rotíferos (Lecanidae).

Com vistas à conservação, destacam-se, entre os Copepoda, *Metacyclops campes- tris*, *Tropocyclops federensis*, *Paracyclops carectum* (Cyclopoida) e *Attheyella jureiae* (Harpacticoida), que são espécies raras ou endêmicas. As populações de Copepoda observadas nas lagoas do Cerrado tendem a apresentar baixa abundância e densidade, com predomínio de formas imaturas como náuplios e copepoditos (Medeiros, 2012).

A riqueza de microcrustáceos de forma geral é elevada, com registros de 43 espécies (Fonseca *et al.*, 2018) em lagoas de unidades de conservação do Distrito Federal, média de 23 espécies por ambiente. Alguns foram registrados posteriormente em ambientes prístinos de outros habitats e biomas (*Celsinotum candango*, *Acroperus tupinamba*, *Alona yara*). É importante citar ainda a presença de *Paralimnetis* (Laevicaudata, Ostracoda), citado pela primeira vez para o Brasil em Fonseca *et al.* (2018) para uma única lagoa de GO.

3.4 Insetos aquáticos

Entre os insetos aquáticos os grupos funcionais de predadores (Coenagrionidae, Dictyodidae, Lestidae, Libellulidae, Tanypodinae e Ceratopogonidae), coletores-catadores (Chironomidae e Culicidae) e fragmentadores (Hydroptilidae) são típicos das lagoas, em associação com plantas aquáticas. Guimarães *et al.* (2009), avaliando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em quatro lagoas periurbanas e uma lagoa na Estação Ecológica de Águas Emendadas do DF, obtiveram os seguintes gêneros de Insecta: *Beardius* sp., *Parachironomus* sp., *Cryptochironomus* sp., *Cricotopus* sp., *Macronema* sp., *Oxyethira* sp., *Heterelmis* sp. e *Hexacylloepus* sp., *Fissimentum* sp., *Tanytarsus* sp., *Erythemis* sp., *Platemis* sp., *Gomphus* sp. e *Dicrotendipes* sp.

Alvim *et al.* (2019) apontaram que, dentre mais de 3 mil indivíduos da fauna associada a macrófitas coletados em uma lagoa do PN de Brasília, DF, 78,2% eram insetos aquáticos, e que as macrófitas constituíram o habitat preferencial dos insetos, sobretudo espécies submersas do gênero *Cabomba* sp. (Cabombaceae).

Já em relação à principal fonte nutricional, a análise isotópica revelou que entre 24 e 98% do alimento utilizado pelos insetos aquáticos era perifíton. Os insetos aquáticos predadores tiveram como principal fonte de alimento (62%) os raspadores, como cladóceros, ácaros e larvas de Hydroptilidae (Trichoptera).

3.5 Amebas testáceas, bactérias e archaeas

Na Lagoa do Cajueiro, sistema marginal ao Rio São Francisco, MG, foram identificados 51 táxons de tecamebas, destes, cinco novos registros para o Brasil (Dabès & Velho, 2001). A família Diffugiidae obteve maior riqueza (23 táxons), o que parece se repetir em outros estudos, como em Fonseca *et al.* (2018), nos quais a família é citada com Lesquereusiidae e Arcellidae como as mais especiosas. Neste último estudo, os autores registraram 139 espécies de amebas testáceas, destacando-se as espécies *Pseudonebela africana* (Lahr & Gomes-e-Souza, 2011), *Placocista ventricosa*, *Quadrullella alata* e *Q. debonti*, citadas pela primeira vez para o Brasil.

Representantes dos domínios das bactérias e archeias também apresentam riqueza elevada nos sedimentos de lagoas do Cerrado (Silveira *et al.*, 2021). Em duas lagoas do DF e GO, os autores obtiveram 45 grupos de Bacteria (com dominância de Proteobacteria e Acidobacteria) e quatro de Archaea (destaque para Euryarchaeota e Thaumarchaeota).

A acidez dos sedimentos (pH entre 4,7 e 5,3), a razão C:N e a concentração de carbono total foram os fatores que mais influenciaram localmente a estrutura das comunidades.

3.6 Ictiofauna e outros vertebrados

A ictiofauna de lagoas naturais rasas do Cerrado central é pouco conhecida e a informação, em geral, encontra-se dispersa ou agregada àquela de sistemas lóticos em inventários de fauna, dificultando obter um panorama da biodiversidade íctica de tais sistemas.

Lambert *et al* (2008) relataram a ocorrência de nove espécies de peixes na Lagoa Bonita, Distrito Federal, com maior riqueza pertencente à família Characiformes (cinco espécies), seguida de Perciformes (três espécies). Os autores também obtiveram exemplares pertencentes à família Gymnotiformes e destacaram a ocorrência das espécies *Astyanax bimaculatus*, *Serrasalmus maculatus*, *Cichlassoma paranaense*, *Cichla* sp., *Hoplias malabaricus*, *Oreochromis niloticus*, *Gymnotus* sp. e *Hasemanian* sp.

Kisaka *et al.* (2013) também registraram a espécie *Cichla temensis* (tucunaré) na Lagoa Bonita, em um estudo sobre a presença de mercúrio nos peixes. Segundo os autores, o nível de mercúrio detectado está dentro dos limites autorizados.

A presença de espécies exóticas, como tilápia, e alóctones, como tucunaré, deve-se à sua introdução com fins de piscicultura, em período anterior à criação da unidade de conservação na qual a lagoa está inserida atualmente.

Em relação às aves, um estudo realizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF, indicou a presença de 64 espécies de aves de hábito aquático ou semiaquático na Lagoa Bonita (Bagno & Abreu, 2008), com representantes das famílias Anatidae (patos e marrecos), Podicipedidae (mergulhões), Ardeidae (garças), Rallidae (frangos-d'água e saracuras), Charadriidae e Scolopacidae (maçaricos), Alcedinidae (martins-pescadores), com destaque para biguatinga (*Anhinga anhinga*), curicaca (*Theristicus caudatus*), maguari (*Ciconia maguari*), tuiuiú (*Jabiru mycteria*), águia-pescadora (*Pandion haliaetus*), gavião-caramujeiro (*Rostrhamus sociabilis*), entre outros.

A anurofauna de lagoas rasas tende a ser mais conhecida, uma vez que esse tipo de ambiente é próprio para ocorrência das espécies. Brandão *et al.* (1997) registraram a presença do anuro *Physalemus centralis* na Lagoa Bonita, DF.

Lima (2014) obteve 58 espécies em 19 gêneros de anfíbios em inventário de lagoas do Cerrado de Goiás. As espécies mais comumente encontradas nas 146 lagoas amostradas foram *Dendropsophus minutus*, *Dendropsophus jimi*, *Dendropsophus rubicundulus*, *Hypsiboas albopunctatus*, *Leptodactylus latrans*, *Physalaemus cuvieri*, *Scinax fuscomarginatus* e *S. fuscovarius*. Seis espécies foram encontradas em apenas uma localidade (*Bokermannohyla sapiranga*, *Hypsiboas phaeopleurus*, *Hypsiboas punctatus*, *Physalaemus marmoratus*, *Rhinella mirandaribeiroi* e *Scinax squalirostris*). Esse autor apontou que a preservação das pequenas lagoas rasas, ainda que em uma matriz de paisagem agrícola, é essencial para manutenção da biodiversidade de anuros.

Para herpetofauna, Prudente e Brandão (1998), na mesma lagoa, obtiveram o registro da serpente *Gomesophis brasiliensis*, como primeiro registro para o centro-oeste do Brasil. Mamíferos comumente registrados em lagoas rasas conservadas do Cerrado são as capivaras (*Hydrochoerus* sp.) e lontras (*Lontra longicaudis*) e há registros de uso das lagoas para dessedentação de inúmeros mamíferos, como antas, onças, entre outros.

4. VALOR DE CONSERVAÇÃO DAS LAGOAS RASAS DO CERRADO CENTRAL: VULNERABILIDADES E ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO

No Cerrado, as principais ameaças estão relacionadas ao avanço da conversão de áreas para agricultura e, especialmente, pecuária, em lagoas localizadas fora de unidades de conservação. Muitas áreas podem abrigar uma quantidade ainda grande de lagoas naturais em remanescentes de Cerrado. A ocupação agropecuária e as alterações na cobertura do solo na bacia hidrográfica por desmatamento geram aporte de sedimentos às lagoas, levando ao assoreamento rápido. O gado também costuma acessar as lagoas para dessedentação, o que leva à compactação do solo às margens das lagoas, que é bastante frágil e tende a compactar sob o pisoteamento constante.

A atividade agropecuária também gera vulnerabilidade às lagoas localizadas no interior de unidades de conservação. Essa vulnerabilidade é evidenciada pelo crescimento de propriedades agropecuárias nas bordas de áreas de proteção ambiental, em alguns casos, fazendo divisa com a UC (e.g., Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF). A presença dessas atividades no entorno das UCs acaba por propiciar aumento de episódios de incêndios que se alastram para dentro das unidades e podem comprometer os ecótonos das lagoas, dependendo da intensidade.

A redução de vazão do lençol freático tem sido apontada como um distúrbio em áreas cuja matriz da paisagem é agrícola. Tendo em vista que o centro-oeste é a área de monocultivos agroindustriais e culturas altamente irrigadas (De Marco Jr. *et al.*, 2013), esse efeito indireto sobre os lençóis freáticos pode comprometer a perenidade das lagoas naturais, sobretudo na estação de seca.

A redução no lençol freático também pode explicar os adensamentos de uma espécie arbustiva invasora, *Trembleya parviflora* (D. Don) Cogn. observados em áreas úmidas (não apenas no entorno das lagoas) em bacias hidrográficas cuja matriz de paisagem é agrícola (Giotto, 2015; Munhoz & Ribeiro, 2008).

De Marco Jr. *et al* (2008) indicam que, em paisagens agrícolas do Cerrado, as comunidades biológicas podem ser afetadas por perturbações antrópicas que ocorrem a curtas distâncias das lagoas e a biodiversidade regional pode ser afetada por alterações na paisagem que afetem processos como a dispersão, restringindo o *pool* de espécies.

Distúrbios como a entrada de nutrientes (fertilizantes lixiviados das áreas de cultivo, pulverizados por aviões ou por deposição seca) já foram reportados para a Lagoa Bonita no DF, especialmente no caso de PO₄- (Ervilha, 2013).

O crescimento urbano, especialmente no Distrito Federal, afeta as lagoas pelo rebaixamento do lençol freático ou deplecionamento total por causa de poços artesianos para abastecimento dos condomínios. Um estudo publicado pelo MapBiomias, em 2021, indicou que o Cerrado é um dos biomas brasileiros que mais perdeu vegetação nativa para urbanização, entre 1985 e 2020.

Uma estratégia para conservação das lagoas naturais do Cerrado, sua biodiversidade e serviços ecológicos pode ser o reconhecimento desses ecossistemas de pequeno porte como sítios Ramsar. No último IV Congresso Brasileiro de Áreas Úmidas, ocorrido em 2018 em Brasília, levantou-se a necessidade de que, minimamente, as pequenas áreas úmidas da região central do Cerrado (lagoas, campos úmidos, nascentes, veredas e campos de murundus), sejam reconhecidas como sítio Ramsar, o que levaria à proteção das lagoas mesmo fora de UCs.

Outras estratégias de conservação referem-se às políticas de uso do solo e mapeamento adequado das lagoas no Cerrado. O controle adequado do uso da água subterrânea e expansão das cidades, bem como da irrigação na agricultura, pode ser um fator importante para manter a perenidade dos sistemas, especialmente considerando-se um cenário de alteração no regime de chuvas para a região.

A iniciativa do MapBiomias tem sido essencial para se conhecer mais detalhadamente a distribuição e quantidade de lagoas no Cerrado, contudo, com a expansão da agricultura e pecuária na região, muitas lagoas artificiais foram criadas e ainda não existe uma separação entre estas e as naturais. Essa ainda é uma lacuna de conhecimento importante. Além da questão do mapeamento espacial, a caracterização e monitoramento da integridade ecológica e o conhecimento da biodiversidade dessas lagoas também são igualmente essenciais, demandando iniciativas de fixação de pesquisadores na região e financiamento governamental contínuo para atender a essa demanda, ou seja, uma política de Estado de ciência e tecnologia que apoie e incentive estudos ecológicos e de taxonomia, além de estudos aplicados.

Outra ação importante se refere ao controle de queimadas, pulverização de pesticidas e uso indiscriminado de fertilizantes na agricultura, pois a contaminação atmosférica, mesmo em unidades de conservação, ocorre. Como as lagoas são oligotróficas ou ultraoligotróficas e muito pequenas, a adição de pouca quantidade de nutrientes, especialmente de P, pode ser altamente impactante.

REFERÊNCIAS

Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G. (2014). Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711–728.

Alvim, E.A.C.C. (2017). Variações sazonais e espaciais das concentrações elementares em compartimentos biogeoquímicos de lagoas naturais rasas do Cerrado e suas influências no funcionamento ecossistêmico. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade de Brasília, Brasília. 116 p.

- Alvim, E. A.C.C., Kisaka, T.B., Nardoto, G.B., Mendonça-Galvão, L., Fonseca, B.M., Bustamante, M.M.C. (2018). Trophic relationships between primary producers and associated fauna in a pristine Cerrado pond. *J. Limnol.*, 2019; 78(3): 310-322.
- Bagno, M.A. & Abreu, T.L.S. (2008). Avifauna. In: Fonseca, F.O (org). *Águas Emendadas/Distrito Federal. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, Brasília*. P. 233-241.
- Brandão, R.A. *et al.* (1997). *Physalaemus centralis*. Geographic distribution. *Herpetological Review* 28 (2): 93.
- Campos, J.O. & Chaves, H.M.L. (2020). Tendências e Variabilidades nas Séries Históricas de Precipitação Mensal e Anual no Bioma Cerrado no Período 1977-2010. *Rev. Bras. Meteorol.* 35(1), 157-169.
- Dabés, M.B.G.S. & Velho, L.F.M. (2001). Assemblage of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) associated to aquatic macrophytes stands in a marginal lake of the São Francisco River floodplain, Brazil. *Acta Scientiarum* 23(2), 299-304.
- De Marco Jr., P., Nogueira, D.S., Correa, C.C., Vieira, T.B., Silva, T.D., Pinto, N.S., Bichsel, D., Hirota, A.S.V., Vieira, R.R.S., Carneiro, F.M., Oliveira, A.A.B, Carvalho, P., Bastos, R.P., Ilg, C., Oertli, B. (2013). Patterns in the organization of Cerrado pond biodiversity in Brazilian pasture landscapes. *Hydrobiologia* DOI [10.1007/s10750-013-1695-2](https://doi.org/10.1007/s10750-013-1695-2).
- De Meester, L., Declerck, S., Stoks, R. & Louette, G. (2005). Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation* 15 (6): 715–725.
- Dunck, B., Ruwer, D.T. & Felisberto, S.A. (2016). Eunotiaceae Kützing (Bacillariophyceae) perifíticas de áreas úmidas do Cerrado (veredas) no Brasil. *Iheringia Série Botânica* 71, 283-295.
- Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2007). Phytophilous cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from Parana River Valley, Goiás, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 344-352.
- Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2014). *Ephemeroporus quasimodo* sp. nov. (Crustacea: Cladocera: Chydoridae), a new species from the Brazilian Cerrado. *Zootaxa* 3821: 88-100.
- Ervilha, J.C.C. (2013). Monitoramento da qualidade da água na sub-bacia do Ribeirão Mestre D'Armas. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade de Brasília. 60p.
- Fonseca, B.M., Feijó, L.M. & Neustupa, J. (2019). Habitat preferences of *Micrasterias arcuata* (Desmidiaceae, Viridiplantae) in wetlands from central Brazil: an allometric study. *Hydrobiologia* 842, 143-156.
- Fonseca, B.M. & Estrela, L.M.B. (2015). Desmídias perifíticas de cinco lagoas do Distrito Federal, Brasil: II - Gêneros *Euastrum* Ehrenberg ex Ralfs, *Micrasterias* C. Agarth ex Ralfs e *Triploceras* Bailey. *Hoehnea* 42(2): 399-417.
- Fonseca, B.M., Mendonça-Galvão, L., Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., Souza, M.B.G., Petracco, P., Oliveira, R.C. & Lima, E.J. (2018). Biodiversity in pristine wetlands of central Brazil: a multi-taxonomic approach. *Wetlands* 38: 145–156.
- Fryer, G. (1968). Evolution and adaptative radiation in the Chydoridae (Crustacea: Cladocera): a study in comparative function morphology and ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B*, 254: 221-385.
- Furley, P.A, Ratter, J.A. (1988). Soil resources and plant communities of the central Brazilian Cerrado and their development. *J. Biogeogr.* 15: 97-108.
- Giotto, A.C. (2015). Colonização de *Trembleya parviflora* em áreas úmidas do Distrito Federal, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, 107p.
- Gomes, P.P., Ibañez, M.S.R., Freitas, J.S. (2010). Spatial and temporal variation of *Peridinium umbonatum* F. Stein, 1883 (Dinophyceae) and its relationship with total phytoplankton of a shallow, oligotrophic lake in central Brazil (Lagoon Bonita, Distrito Federal). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2010, vol. 22, no. 3, p. 317-324
- Guimarães, R.M., Mendonça-Galvão, L., Moreyra, A.K. (2009). Comunidade de macroinvertebrados bentônicos e qualidade de água: um estudo com ênfase em Chironomidae (Diptera) em cinco lagoas do Distrito Federal. *Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço, MG*.
- Lahr, D.J.G. & Gomes-e-Souza, M.B. (2011). Occurrence of the lobose testate amoeba *Pseudonebela africana* (Amoebozoa, Arcellinida) in the Brazilian “Cerrado”. *European Journal of Protistology* 47(3), 231-234.

- Lima, L.S.F. (2014). A conservação da diversidade de anuros no Cerrado Brasileiro. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Goiás, 157p.
- Marcuzzo, F.F.N, Cardozo, M.R.D. & Faria, T.G. (2012). Chuvas no Cerrado da região Centro-Oeste do Brasil: análise história e tendência futura. *Ateliê Geográfico*, 6 (2),122-130.
- Martins, E.S., Reatto, A., Carvalho Jr., O. A. & Guimarães, R. F. (2004). Evolução Geomorfológica do Distrito Federal. Documentos/Embrapa Cerrados. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados. 57p.
- Marques, N.C.S., Machado, R.B., Aguiar, L.M.S, Mendonça-Galvão, L., Tidon, R., Vieira, E.M, Marini-Filho, O.J., Mercedes Bustamante, M.M. (2022). Drivers of change in tropical protected areas: Long-term monitoring of a Brazilian biodiversity hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2022.02.001>
- Medeiros, L.L. (2012). Inventário de Copepoda Cyclopoida (Crustacea) em três lagoas do Parque Nacional das Sempre Vivas, Minas Gerais. Trabalho de Conclusão de Curso, Ciências Biológicas, Universidade Católica de Brasília. 31p.
- Moreira, S.N., Pott, A., Pott, V.J., Damasceno-Junior, G.A. (2011). Structure of pond vegetation of a vereda in the Brazilian Cerrado. *Rodriguésia* 62(4), 721-729.
- Munhoz, C.B.R. & Ribeiro, J.F. (2008). Veredas. Pp. 156-162. In: F.O. Fonseca (Org). Águas Emendadas/Distrito Federal. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Brasília: SEDUMA.
- Padovesi-Fonseca, C. (2008). Macrófitas aquáticas da Lagoa Bonita. In: Fonseca, F.O (org.). Águas Emendadas/Distrito Federal. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, Brasília. p. 185-186.
- Padovesi-Fonseca, C., Rezende, R.S. (2017). Factors that drive zooplankton diversity in Neo-tropical Savannah shallow lakes. *Acta Limnológica Brasiliensia* 29 (e15), 1-12.
- Prudente, A.L.C., Brandão, R. (1998). *Gomesophis brasiliensis*. *Herpetological Review* 29(2): 112.
- Pujol-Luz, J. R.& Borghetti, F. (2008). A zoologia no relatório Cruls. In: Fonseca, F.O (org). Águas Emendadas/Distrito Federal. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, Brasília. P 207-209.
- Reatto, A., Correia, J. R., Spera, S. T. & Martins, E. S. (2008). Solos do Bioma Cerrado: Aspectos Pedológicos. In: Sano, S.M., Almeida, S.M.P. & Ribeiro, J.F. (eds.), Cerrado: Ecologia e Flora. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília: 109–149.
- Reatto, A., Martins, E.S.; Farias, M.F.R., Silva, A.V. (2002). Relação entre as classes de solos e as fitofisionomias da Área de Preservação Ambiental - APA de Cafuringa, escala 1:100.000. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa Cerrados*. 36p.
- Reid, J.W. (1993). The Harpacticoid and cyclopoid copepod fauna in the Cerrado region of central Brazil: 1. Species composition, habitats, and zoogeography. *Acta Limnológica Brasiliensia* 6: 56-68.
- Ribeiro, José & Walter, Bruno. (2008). As principais fitofisionomias do bioma. in Sano, S.M., Almeida, S.P., Ribeiro, J.F. Cerrado: Ecologia e Flora, Ed. Embrapa Cerrados. p. 151-212.
- Ribeiro, M.C.L.B., Perdigão, V.S.J., Ramos, H.A.C. (2008). Ictiofauna. In: Fonseca, F.O (org). Águas Emendadas/Distrito Federal. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, Brasília. p. 253-272.
- Silveira, R., Silva, M.R.S.S, Mello, T.R.B., Alvim, E.A.C.C., Marques, N.C.S., Kruger, R.H., Bustamante, M. M.C. (2021). Bacteria and Archaea communities in Cerrado natural ponds sediments. *Microbial Ecology* 81: 563-578.
- Sinev, A.Y. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2010). Three new species of chydorid cladocerans of subfamily Aloninae (Branchipoda: Anomopoda: Chydoridae) from Brazil. *Zootaxa* 2390: 1-25.
- Sousa, F.D.R. (2012). Diversidade da fauna de Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) associada à macrófitas aquáticas em áreas úmidas naturais do Cerrado do Brasil Central. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília. 134p.
- Sousa, F.D.R. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2012). How many species of cladocerans (Crustacea, Branchiopoda) are found in Brazilian Federal District? *Acta Limnológica Brasiliensia* 24: 351–362.

Sousa, F.D.R. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2013). Cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) of the Sempre Vivas National Park, Espinhaço Range, Minas Gerais. Check List 9: 4–8.

Sousa, F.D.R. & Elmoor-Loureiro, L.M.A. (2018). Populations of *Flavalona setigera* (Brehm, 1931) in Brazil belong to a new species: *Flavalona asymmetrica* (Cladocera: Chydoridae: Aloninae). Nauplius 2: e2018003.

Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A. & Mendonça-Galvão, L. (2013). Cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from Cerrado of Central Brazil: Inventory of phytophilous community in natural wetlands. Biota Neotropica 13, 222–229.

Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., Debastiani-Júnior, J.R., Mugnai, R. & Senna, A. (2015). New records of *Anthalona acuta* Van Damme, Sinev & Dumont 2011 and *Anthalona brandorffi* (Sinev & Hollwedel, 2002) in Brazil, with description of a new species of the simplex-branch (Crustacea: Cladocera: Chydoridae). Zootaxa 4044(2):224–240.

Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., Quadra, A., Senna, A.R. (2014) First record of Cladocera (Crustacea: Chydoridae) from Parque Nacional do Itatiaia, Southeastern Brazil. Check List (São Paulo. Online), v. 10, p. 665–668.

Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A. & Santos, S. (2016). New findings of *Hexalona*-branch representatives in Brazil, with a description of *Prenda* gen. nov. (Crustacea: Anomopoda: Aloninae). Journal of Natural History 50: 2727–2768.

Sousa, F.D.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., Mendonça-Galvão, L., Panarelli, E.A., Arruda, T.F. & Giordani, B. (2018). Cladoceran (Crustacea: Branchiopoda) biodiversity of protected areas in a Brazilian hotspot. Invertebrate Zoology 15: 309–322.

Souza, M.G.G., Compère, P. (1999). New diatom species from the Federal District of Brazil. Diatom Research 14 (2): 357–366.

Souza, M.G.G., Moreira Filho, H. (1999a). Diatoms (Bacillariophyceae) of two macrophyte banks from Lagoa Bonita, Federal District, I: Thalassiosiraceae and Eunotiaceae. Bull Jard Bot Nat Belg Bull Nat Plantentuin Belg, 67: 259–278.

Souza, M.G.G., Moreira Filho, H. (1999b). Diatoms (Bacillariophyceae) of two macrophyte banks from Lagoa Bonita, Federal District, II: *Navicula* and *Pinnularia*. Bull Jard Bot Nat Belg Bull Nat Plantentuin Belg, 65: 279–288.

Spera, S.T., Reatto, A., Martins, E.S., Correia, J.R. (2005). Atributos físicos de solos e distribuição das fitofisnomias de Cerrado na bacia hidrográfica do Rio Jardim, DF. Planaltina, DF. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa Cerrados.18p.

Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T. (2008). Limnologia. Oficina de Textos, São Paulo. 632p.

CAPÍTULO 18

ECOSSISTEMAS VEREDAS DO BRASIL: Situação do conhecimento científico, tipologias e recomendação para sua proteção

Cátia Nunes da Cunha^{1,2,3}, Ingrid Horák-Terra⁴, Alexandre Christófaros Silva⁴, Ani Cátia Giotto⁵,
Chesterton Ulysses Orlando Eugênio⁶, Natália Macedo Ivanauskas⁷, Marco Aurélio Nalon⁷,
Márcio Rossi⁷, Eduardo Vieira dos Santos⁸, Alexandre Ebert⁹, Felix Beer¹⁰, Stela Rosa do Amaral
Gonçalves^{3,9}, Erica Cezarine de Arruda^{3,9}, Eduardo Guimarães Couto¹¹ e Karl Matthias Wantzen¹²

¹ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Pesquisadora Associada, Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade; Rua Vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: biocnc@gmail.com

² Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal (INPP); Av. Fernando Corrêa da Costa, nº 2367, Boa Esperança, 78.060-900, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil.

³ Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP), Rua vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380 - Cuiabá-MT, Mato Grosso, Brasil. E-mail: inau.cpp@gmail.com

⁴ Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM – Unai-MG.

⁵ Faculdade Logos-GO.

⁶ Universidade Católica Brasília-DF.

⁷ Instituto de Pesquisas Ambientais – IPA-SP.

⁸ Curso de Geografia, Instituto de Ciências Humanas e Sociais, Campus do Araguaia, Universidade Federal de Mato Grosso – Barra do Garças-MT.

⁹ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT); Rua Vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: inau.cpp@gmail.com.

¹⁰ University of Greifswald, parceiro no Greifswald Mire Centre, Alemanha.

¹¹ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Pesquisador Associado, Pós-graduação em Agricultura Tropical.

¹² Unesco Chair River Culture, Strasbourg University, France.

(*) Resumo de cinco Fichas de Identificação de Classe ou Macro-habitat – Inventário Nacional de Áreas Úmidas – INCT-INAU, cujas informações foram devidamente complementadas por levantamentos efetuados em consultas a bibliografias especializadas.

RESUMO

Veredas são áreas úmidas tropicais brejosas, permanentemente encharcadas do bioma Cerrado. Elas se encontram em áreas onde o nível d'água subterrâneo fica alto devido à presença de nascentes ou de camadas impermeáveis do solo, frequentemente em vales de baixa declividade, entre as matas de galeria de córregos e as planícies cobertas por vegetação do Cerrado, ou perto de encostas rochosas. Devido ao seu caráter úmido, elas dispõem de uma vegetação e fauna específica, às quais se juntam diversas espécies dos ecossistemas nos seus arredores, resultando numa biodiversidade elevada. A vegetação típica é composta por plantas gramíneas, em muitos casos, ocorrem também palmeiras buriti (*Mauritia flexuosa*), que

têm alto valor tanto para a fauna, quanto para o uso cultural. Veredas também representam corredores ecológicos para muitas espécies. Resultando de uma mineralização restrita da matéria orgânica nos solos encharcados, Veredas tendem à acumulação de carbono em solos hidromórficos. A sua capacidade de estocar imensas quantidades de água com um “efeito esponja” demonstra a grande importância das Veredas no tamponamento dos escoamentos dos córregos e rios, mantendo um fluxo d’água durante períodos secos e baixando os níveis das inundações durante a época chuvosa. Apesar desses serviços ecossistêmicos, Veredas não foram apreciadas nos conceitos de conservação e do manejo da paisagem. O uso inadequado da terra nos arredores, a construção de estradas e açudes ou transformação de Veredas em lavoura levaram a uma grande perda de Veredas no Brasil. Programas de restauração, especificamente para Veredas, com indicações de melhores práticas de manejo e sua conservação são necessários no contexto de mitigar os efeitos da mudança climática, da crise hídrica e da extinção em massa da biodiversidade. Pesquisas sobre biodiversidade, hidrologia e estocagem de carbono precisam de apoio financeiro para que possam apresentar resultados mais robustos. Este capítulo apresenta o estado atual de conhecimento sobre Veredas no Brasil, incluindo uma revisão da literatura, definição, classificação, indicações sobre a distribuição, teorias sobre sua evolução e gênese, assim como aspectos hidrogeomorfológicos, solos, clima, química da água e biodiversidade. Faz indicação da legislação, ameaças, restauração e recomendação para gestão, manejo, conservação e lacunas de conhecimento.

Palavras-chave: Área Úmida, conservação, nascente, biodiversidade, serviços ecossistêmicos.

ABSTRACT

Wetland Ecosystems “Veredas” in Brazil—Status of Scientific Knowledge, Typologies, and Recommendations for their Protection. Veredas are tropical wetlands areas, permanently waterlogged, within the Cerrado biome. They are found in areas where the groundwater level is high due to the presence of springs or impermeable soil layers, often in low-slope valleys between gallery forests of streams and the plains covered by Cerrado vegetation, or near rocky slopes. Due to their wet nature, they have specific vegetation and fauna, along with various species from the surrounding ecosystems, resulting in high biodiversity. The typical vegetation is composed of grass-like plants, and in many cases, there are also buriti palms (*Mauritia flexuosa*), which have both high value for fauna and cultural use. Veredas also serve as ecological corridors for many species. Due to limited mineralization of organic matter in waterlogged soils, Veredas tend to accumulate carbon in hydromorphic soils. Their ability to store immense amounts of water with a “sponge effect” demonstrates the great importance of Veredas in buffering stream and river runoff, maintaining water flow during dry periods, and reducing flood levels during the rainy season. Despite these ecosystem services, Veredas have not been adequately appreciated in conservation and landscape management concepts. Inadequate land use in the surrounding areas, construction of roads and dams, or conversion of Veredas into agriculture have led to significant loss of Veredas in Brazil. Restoration programs specifically for Veredas, with guidelines for best management practices and conservation, are necessary in the context of mitigating the effects of climate change, water crisis, and mass biodiversity extinction. Research on biodiversity, hydrology, and carbon storage needs financial support to provide more robust results. This chapter presents the current state of knowledge about Veredas in Brazil, including a literature review, definition, classification, distribution information, theories on their evolution and genesis, as well as hydrogeomorphological aspects, soils, climate, water chemistry, and biodiversity. It provides information on legislation, threats, restoration, and recommendations for management, conservation, and knowledge gaps.

Keywords: Wetland, conservation, spring, biodiversity, ecosystem services.

INTRODUÇÃO

As Veredas são áreas úmidas tropicais brejosas, permanentemente encharcadas típicas das Savanas, ocorrem normalmente associadas às nascentes e em áreas com lençol freático superficial (Araújo *et al.*, 2002; Ribeiro & Walter, 2008a). No sistema de classificação das Áreas Úmidas Brasileiras (Junk *et al.*, 2014), pertencem a Áreas Úmidas (AUs) interiores, com nível de água relativamente estável, área pantanosa com vegetação em um contínuo de herbáceo a arbórea.

Devido ao seu ambiente heterogêneo, variando de permanentemente inundado a alagado no período chuvoso, apresenta alta riqueza florística e diversidade associada, sendo dominadas por plantas briófitas e hidrófitas (Resende *et al.*, 2013; Santos *et al.*, 2021). Geralmente têm sido consideradas Veredas somente as áreas campestres com presença da palmeira buriti (*Mauritia flexuosa* L.f.) (Ribeiro & Walter, 2008). E não um gradiente entre campos brejosos e vegetação lenhosa.

As Veredas oferecem importantes serviços ecossistêmicos. Recolhem, armazenam e liberam a água gradualmente aos córregos e rios, tendo papel fundamental no equilíbrio hidrológico (Carvalho, 1991; Ramos *et al.*, 2006). Além da elevada importância hídrica para a recarga de aquíferos, inclusive com a melhoria da qualidade da água, as Veredas também são consideradas de grande relevância mundial em termos ambientais, apresentando diversidade de fauna e flora, presença de solo orgânico (turfo) e/ou mineral com elevado conteúdo de matéria orgânica (Neves, 2011; Alencar-Silva & Maillard, 2011; Resende *et al.*, 2013; Horák-Terra & Terra, 2020; Trindade, 2020; Horák-Terra *et al.*, 2022a). As Veredas são importantes arquivos das mudanças climáticas e ambientais pretéritas, sendo objeto de estudos Quaternários (Pilon *et al.*, 2017; Horák-Terra & Terra, 2020; Trindade, 2020; Horák-Terra *et al.*, 2022b).

Se os buritis são presentes nas Veredas e fontes de água, essas áreas úmidas podem ter um importante papel cultural para as comunidades que as exploram (Fonseca & Silva, 1998; Ricaurte *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2016), sendo consideradas patrimônio cultural para as populações tradicionais (Trindade, 2020; Horák-Terra *et al.*, 2022b) e representam as únicas fontes de água, para os que habitam em seus arredores (Neves, 2011; Alencar-Silva & Maillard, 2011; Resende *et al.*, 2013). Porém, a conservação delas é muito pouco considerada no planejamento do uso da terra de acordo com padrões bem definidos de legislação ambiental (Rosolen *et al.*, 2015).

Este artigo discute as diferentes definições de Veredas, resume o conhecimento ecológico, apresenta as ameaças e analisa as abordagens legais para a sua proteção e o seu manejo sustentável. Além disso, indica as lacunas de conhecimento e apresenta propostas para saná-las.

1. DEFINIÇÃO DE VEREDAS

Na literatura, o termo Veredas possui várias definições dependendo da área de atuação dos autores (Tabela 1). Há duas abordagens conceituais, uma hídrica/geomorfológica e outra fitofisionômica, no entanto, na concepção quanto área úmida, as duas deveriam ser fundidas em uma única conceituação para que possa atender aos objetivos científicos, técnicos e legais.

Tabela 1. Diversidade de conceitos sobre Veredas

AUTORES	CONCEITOS DE VEREDA
Boaventura (1978)	As veredas típicas são vales rasos, com vertentes côncavas, arenosas, de caimento pouco pronunciado e fundo plano, preenchidos por argilas hidromórficas. A palmeira Buriti é também um de seus elementos característicos, ocorrendo tanto em alinhamentos que acompanham os pontos de maior umidade, como em formações e associações mais densas, que se destacam no meio dos cerrados adjacentes. O escoamento é geralmente perene, notando-se, entretanto, nítida variação sazonal de vazão”.
Eiten (1993)	As Veredas são comunidades vegetais que ocorrem em áreas de nascentes na região do Brasil Central, tendo em sua periferia o cerrado (sentido amplo).
Ab’Saber (1996)	Arranjo fitogeográfico com corredores herbáceos nas bordas de floresta de galeria.
Eiten (2001)	Unidades de vegetação, formada em três faixas adjacentes, definidas por diferenças na vegetação, sendo a primeira: brejo sazonal graminoso, representado por campos úmidos alagados somente no período das chuvas; brejo permanente graminoso, apresenta campos úmidos alagados permanentemente; e a terceira a faixa de buritizal, permanentemente alagado.
Conama (2002)	Espaço brejoso ou encharcado, que contém nascentes ou cabeceiras de cursos d’água, onde há ocorrência de solos hidromórficos, caracterizado predominantemente por renques de buritis do brejo (<i>Mauritia flexuosa</i>) e outras formas de vegetação típica.
Ferreira (2006)	Espaço brejoso ou encharcado, que contém nascentes ou cabeceiras de cursos d’água, onde há ocorrência de solos hidromórficos, em ambientes caracterizados predominantemente por renques de buritis do brejo (<i>Mauritia flexuosa</i>) e outras espécies e formas de vegetação típicas, configurando paisagem única.
Boaventura (2007)	Áreas de exsudação, ou seja, de surgência gradual da água acumulada a pouca profundidade do solo.
Ribeiro e Walter (2008)	Fitofisionomia com a palmeira arbórea <i>Mauritia flexuosa</i> emergente, em meio a agrupamentos mais ou menos densos de espécies arbustivo-herbáceas.
IBGE (2009)	Zona deprimida de forma ovalada, linear ou digitiforme dentro de área estruturalmente plana ou aplanada por erosão. É resultante de processos de exsudação do lençol freático, cujas águas geralmente convergem para um talvegue, assinalada por vegetação típica, caracterizada por palmeiras de diferentes espécies, particularmente buritis, podendo conter área com turfa.

Continua...

AUTORES	CONCEITOS DE VEREDA
Augustin <i>et al.</i> (2009)	Ecosistemas bem definidos que ocorrem no bioma do cerrado brasileiro, e são caracterizadas pela presença do buriti em condições de drenagem pobre. As Veredas são consideradas feições geomorfológicas, porque elas somente ocorrem ao longo de vales pouco profundos, com baixa energia hidráulica e que alcançam dezenas de quilômetros, interligados aos sistemas de drenagem regionais do centro e de parte do sudeste brasileiros.
Wantzen <i>et al.</i> (2006, 2011a)	Campo pantanoso com solo preto, sazonalmente encharcado, com vegetação herbácea e - localmente - com a palmeira <i>Mauritia flexuosa</i> .
Brasil (2012a)	Fitofisionomia de savana, encontrada em solos hidromórficos, usualmente com a palmeira arbórea <i>Mauritia flexuosa</i> – buriti emergente, sem formar dossel, em meio a agrupamentos de espécies arbustivo-herbáceas.
Cristo (2013)	Formas do Cerrado, que se encontram em vales rasos com concentração de água em superfície, que estão interligadas a rede de drenagem, auxiliando na manutenção e escoamento da água dos canais fluviais que fazem a esculturação do relevo local.
Carvalho (2015)	Paisagem típica do Cerrado, que se desenvolve em locais com condições ideais de umidade do solo, associados geralmente a exsudação do lençol freático e áreas de nascentes de pequenos cursos d'água.

Na tentativa de reunir essas abordagens, em uma única conceituação, definimos:

Veredas são áreas úmidas comuns no Brasil Central e Savanas de Roraima, mal drenadas, sazonal ou permanentemente brejosas, com lençol freático aflorante ou próximo da superfície em toda a sua extensão, que condiciona a existência de solos com feições hidromórficos e acúmulo de carbono. Em sua vegetação, predominam plantas gramíneas (gramíneas e plantas dicotiledôneas com folhas graminiformes), localmente com a presença ou não da palmeira *Mauritia flexuosa*, podendo ocorrer vegetação arbustiva e arbórea.

A Vereda é considerada por Queiroz (2015) uma transição para Florestas de Galeria e/ou Ciliar. Por esse motivo, é considerada um “complexo Veredas” (Brandão *et al.*, 1991; Araújo *et al.*, 2002). Concordamos com Moreira (2015), quando evidencia que não há diferença florística entre as Veredas com presença ou Veredas com ausência de *Mauritia*, onde ocorre uma substituição gradual de espécies e estrutura da comunidade, sem um padrão relacionado à fisionomia. Por isso, torna-se importante considerar esse gradiente, pois assim muitas Veredas, principalmente as nascentes, ficariam sem proteção pela legislação brasileira. Adaptando a abordagem de Carvalho (1991), quanto aos estágios de desenvolvimento, introduzimos o conceito fisionômico para melhor definir o gradiente do complexo Veredas em forma de macro-habitats. Para a identificação e a ocorrência dos macro-habitats deve-se levar em conta o tamanho linear das Veredas e aspectos, tais como os tipos geomorfológicos e a vegetação.

Em termos de botânica as fisionomias definidas por Carvalho (1991) correspondem aos seguintes tipos de macro-habitats:

- **Macro-habitat Veredas de Gramíneas e Herbáceas (Campos Úmidos):** este macro-habitat é ocupado por densa vegetação herbácea, geralmente com predomínio de gramíneas (*Andropogon*, *Axonopus*, *Aristida*, *Panicum*, *Paspalum*, *Schizachyrium* e *Trachypogon*) e espécies graminoides (*Bulbostylis*, *Cyperus*, *Rhynchospora*, *Xyris*, *Eriocaulon*, *Paepalanthus*, *Syngonanthus*, *Drosera*).
- **Macro-habitat Veredas com Herbáceas, Subarbustos e Jovens Buritis:** além da vegetação herbácea, surgem briófitas, pteridófitas (*Adiantum serratodentatum* Willd., *Ptyrogramma calomelanos* (L.) Link, subarbustos (*Eupatorium*, *Hyptis*). Pode ocorrer ou não plântulas e indivíduos jovens de buritis.
- **Macro-habitat Vereda com Herbáceas, Subarbustos e Buritis Adultos:** a vegetação herbácea e subarbusativa persiste sem dominância e os buritis (*Mauritia flexuosa*) apresentam até cerca de 15 m de altura mais adensado, em agrupamentos ou dispersos, com ocorrência de algumas espécies arbóreas (*Miconia albicans* (Sw.) Steud, *Styrax ferrugineus* Nees & Mart., *Vochysia tucanorum* Mart., *Myrcia tomentosa* (Aubl.) DC. e *Tapirira guianensis* Aubl.).

Uma quarta fisionomia de mata de galeria/mata ciliar, descrita por Carvalho (1991) não será incluída como macro-habitat, porque ela faz parte das Áreas Úmidas ripárias ao longo de riachos (1 – 5ª ordem fluvial) (ver **Capítulo 15**).

Considerando a diversidade das Veredas, necessita-se de uma caracterização florística principalmente das Veredas do Brasil Central e de Roraima, pois somente há estudos localizados sobre elas.

DISTRIBUIÇÃO E MAPEAMENTO DAS VEREDAS

No Brasil, as Veredas (Figura 1) estão distribuídas no bioma Cerrado (Brasil Central) e Savanas de Roraima (Alves, 2019). Existem ecossistemas semelhantes em outras áreas Neotropicais que não são tratadas aqui. A distribuição fitogeográfica das Veredas compreende o Triângulo Mineiro, Alto Paranaíba, Alto São Francisco e Paracatu (Carvalho, 1991), mas também podem ser abundantes em todas as chapadas do Brasil Central (Lima & Queiroz Neto, 1996). De acordo com Guerra *et al.* (2020), as Veredas são subespaços de exceção no semiárido (Figura 2).

Apesar da grande importância ecológica e a suscetibilidade à degradação ambiental, ainda existe grande escassez de estudos sobre as Veredas, sendo na grande maioria levantamentos florísticos (Oliveira *et al.*, 2009).



Figura 1. Veredas no Bioma Cerrado, Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. Fonte: Erica Cezarine de Arruda.



Figura 2. Distribuição de Veredas no Brasil, os pontos em azul são localizações baseadas na literatura e os pontos pretos em Mato Grosso são provenientes do Cadastramento Ambiental Rural (CAR).

As Veredas paulistas restringem-se às áreas mapeadas como Savana Gramíneo-Lenhosa (Instituto Florestal, 2020) situadas sobre solos hidromórficos mapeados por Rossi (2017). É comum a ocorrência desses campos úmidos no entorno das matas de galeria (Floresta Estacional Semidecidual Aluvial), considerada por Carvalho (1991) o quarto estágio de uma Vereda. Ocorrendo em áreas diminutas e naturalmente fragmentadas, somente são mapeáveis em escala ultradetalhada.

As Veredas do interior paulista estão localizadas na Bacia Sedimentar do Paraná, no Planalto Ocidental Paulista e em parte da Depressão Periférica, em área de domínio do Cerrado (Ross & Moroz, 2011).

As Veredas são mais abundantes a partir da área nuclear do Cerrado (Goiás, Minas Gerais) em direção ao Norte e ao Leste. Para o Sul e Oeste, à medida que se aproxima do Pantanal mato-grossense, tendem a desaparecer, ficando apenas ambientes alagadiços (Barbosa, 2002).

A identificação e mapeamento das áreas de Veredas e as zonas de influência que recaiam sobre elas, com a devida identificação das regiões de maior perturbação, são premissas básicas para intervenções voltadas à conservação e restauração ecológica desses ambientes e de seus serviços ecossistêmicos.

No estado de Mato Grosso, uma tratativa para o mapeamento das áreas de Vereda é a vinculação no Cadastro Ambiental Rural do estado – Simcar-MT, que é destinado à inscrição, consulta, gerenciamento e acompanhamento da situação ambiental dos imóveis rurais. A inserção das informações é realizada por profissional ambiental devidamente cadastrado no Sistema de Cadastro de Responsáveis Técnicos – Simlam, e as informações, como dados descritivos e vetoriais, são analisadas pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso – Sema-MT.

Até o presente momento (janeiro de 2023) foram cadastrados 7.367 polígonos em Mato Grosso que correspondem a áreas de Veredas, segundo declaração no Simcar-MT de propriedades rurais, totalizando um quantitativo de 115.926,4 hectares distribuídos pelos biomas de Cerrado, Pantanal e Amazônia. Contudo, a maioria dessas áreas ainda não foram analisadas pelo corpo técnico da Sema-MT e demandam de validações em campo para a comprovação dos limites conforme prevê a legislação ambiental vigente.

O mapeamento das áreas de Veredas nos imóveis rurais é realizado através de geoprocessamento utilizando imagens de sensores orbitais a uma escala de 1:25000, e inclui as áreas de preservação permanente num raio de 50 metros a partir dos limites permanentemente encharcados ou brejosos (Brasil, 2012a).

Apesar da ausência de validações, os dados disponíveis no Cadastro Ambiental Rural podem servir de ponto de partida para a realização do mapeamento das Veredas, pois fornecem dados de localização, e possibilitam uma visão geoespacializada das Veredas.

Para as áreas de Unidades de Conservação Estaduais sob jurisdição do estado de Mato Grosso, nos casos em que as UCs possuem Plano de Manejo, as Veredas estão previstas e mapeadas.

3. GÊNESE E EVOLUÇÃO DAS VEREDAS

As Veredas passaram por um longo processo evolutivo. Entre ~33.000 a 32.000 anos AP¹, iniciou-se a instalação de ambientes que favoreceram o acúmulo de um material mais fino, e, no geral, com incremento de matéria orgânica no Planalto Central brasileiro (Horák-Terra *et al.*, 2022a). Estudos palinológicos relatam condições de clima mais úmido e mais frio durante esse momento inicial de instalação e desenvolvimento dos atuais ambientes de Veredas (com assembleias polínicas contendo *Podocarpus*, *Ilex*, *Myrsine*, *Hedyosmum*), com ou sem a presença conspícua do buriti (Ferraz-Vicentini & Salgado-Labouriau, 1996; Barberi & Ribeiro, 2008).

As Veredas estão presentes há pelo menos 8.000 anos AP (Ferraz-Vicentini, 1993; Ferraz-Vicentini & Salgado-Labouriau, 1996; Salgado-Labouriau *et al.*, 1997; Barberi, 2001; Ribeiro *et al.*, 2003; Trindade, 2020) no Cerrado, embora até os dias atuais tenham ocorrido variações de umidade e de temperatura, resultando na expansão ou retração dessa paisagem. Algumas Veredas da porção norte de Minas Gerais têm registros anteriores, com cerca de 11.000 anos AP (Lorente *et al.*, 2010), mas as Veredas de Roraima, disjuntas do Brasil Central, permanecem obscuras quanto a sua origem.

A primeira tentativa de explicação sobre o surgimento das Veredas e seu processo evolutivo é de Fryberg (1932), ao afirmar que a gênese das Veredas estaria relacionada a pontos de maior umidade, criados pelo processo erosivo ao interceptar camadas geológicas de diferentes permeabilidades, camada permeável superposta à camada impermeável. Branco (1961), em estudo sobre a gênese de Veredas, encontra a mesma explicação de Freyberg (1932), e afirma que, no processo de dissecação da chapada, os pequenos vales interceptam o substrato impermeável ocorrendo nesse ponto a emersão de água e formando ambiente de maior umidade.

Outras explicações sobre a origem das Veredas surgiram em estudos posteriores, como o ‘rejuvenescimento’ do relevo atingindo o nível de linha de seixo (*stone lines*) ou de pisólitos de couraças, demonstrando a participação do fator climático, pois a presença de duas estações climáticas ajuda na formação de camada impermeável (camada concrecionária) (Barbosa, 1967).

Boaventura (1981) formula a hipótese de que as Veredas se formaram a partir da interligação de depressões circulares fechadas, em áreas de má drenagem da superfície de aplainamento Pleistocênica, pelo transbordamento de água e escoamento superficial durante os períodos chuvosos. No início do Holoceno as Veredas evoluíram pela atuação de processos de lixiviação, exsudação e hidromorfismo, em decorrência de uma acentuação das flutuações do lençol freático. As evidências desse processo são as lagoas ou depressões em fase de interligação no Vale do Paracatu (Boaventura, 1981).

1 (AP = anos antes do presente; o presente sendo considerado como o ano de 1950).

Todavia, além do pequeno número de estudos sobre esse assunto (Melo, 2008), estes estão restritos a pequenas porções do Cerrado e a áreas geomorfologicamente pouco diferenciadas. Cabe ressaltar que a maioria dos estudos sobre Vereda foram realizados em áreas de planaltos com superfícies tabulares (Barbosa, 1967; Melo, 1992; 2008; Lima & Queiroz Neto, 1996; Ramos, 2000; Ferreira, 2003).

4. GEOMORFOLOGIA

A depender dos diferentes modelos de Veredas, elas apresentarão variadas características hidrogeomorfológicas. A configuração geomorfológica para a Vereda é tema bastante debatido entre seus estudiosos. Existe caracterização mais generalista, a qual vai afirmar que a Vereda se forma em pontos específicos de relevo plano a suave ondulado, com vales rasos de fundo plano (e.g. Boaventura, 1978). Todavia, diante da ampla ocorrência da Vereda, em diversos tipos de relevo, a sua configuração geomorfológica é bastante distinta e varia em função do tipo de modelo geomorfológico (Santos, 2020).

Boaventura (1978, 1988), Ferreira (2003) e Santos (2020) distinguem os seguintes tipos de Veredas:

- **Vereda de Superfície Tabular (Figura 3a)** – desenvolvem em área de planalto, originadas do extravasamento de lençóis aquíferos superficiais, geralmente são mais antigas.
- **Vereda de Superfície de Encosta (Figura 3b)** – são restos de antigas Veredas de Superfície Tabular, em áreas de desnível topográfico com afloramento de aquífero superficial.
- **Veredas de Terraço** – desenvolvem nas depressões, em áreas aplainadas com origem por extravasamento de lençóis d'água subsuperficiais.
- **Veredas de Patamar (Figura 3c)** – desenvolvem em Patamar – originadas do extravasamento de mais de um lençol d'água, em diferentes formações litológicas.
- **Veredas de Sopé (Figura 3d)** – desenvolvem no sopé de escarpa – originadas do extravasamento de lençóis profundos.
- **Veredas de Enclave** – desenvolvem na forma de enclave entre duas elevações no terreno em áreas movimentadas – enclaves entre serras, originadas pelo afloramento/extravasamento dos lençóis profundos.
- **Veredas de Cordão Linear** – desenvolvem às margens de curso d'água de médio porte, formando cordões lineares como vegetação ciliar, alargando a área ripária do curso d'água.
- **Veredas de Vales Assimétricos** – desenvolvem em vales assimétricos, resultantes do afloramento do lençol d'água em áreas de contato litológico, responsável pela assimetria das vertentes. Geralmente ocorrem no sopé de uma vertente mais íngreme.

- **Vereda de Várzea** – citada apenas por Boaventura (1988), ocorre em áreas de acúmulos de sedimentos aluviais, típicos de planície de inundação ou várzeas.

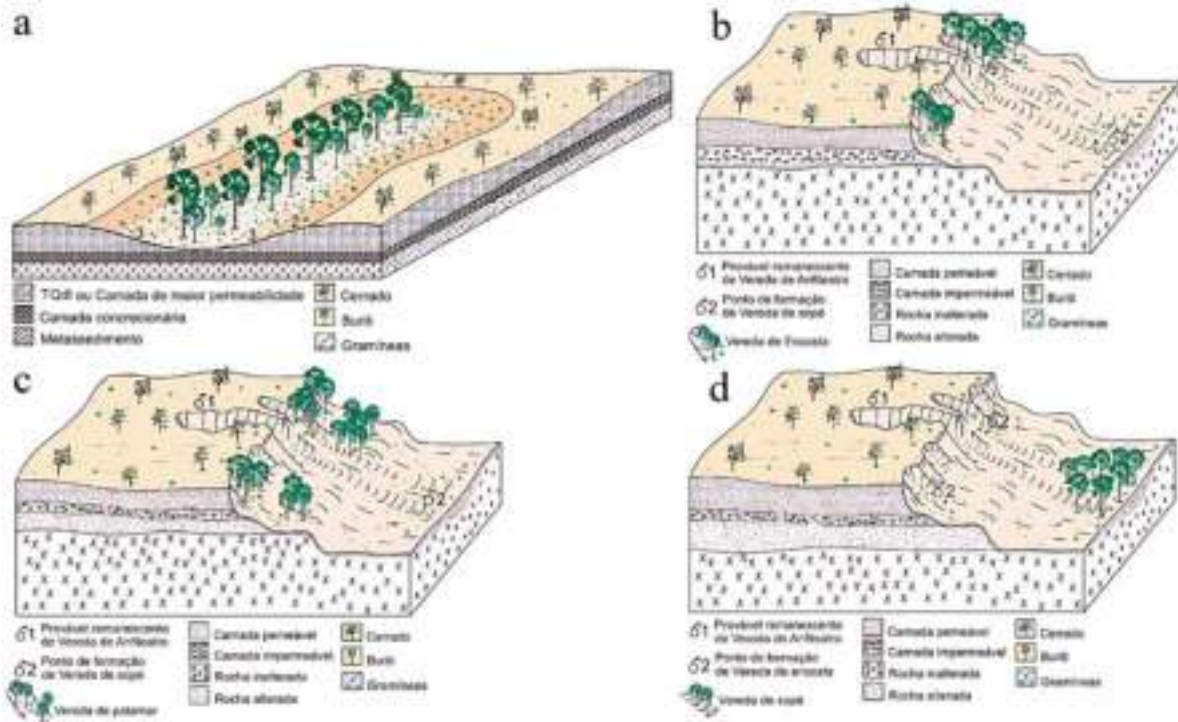


Figura 3. Blocos diagramas com a modelagem das Veredas de Superfície Tabular (a), Encosta (b), Patamar (c) e Sopé (d). Fonte: Santos (2010). Alterado de Boaventura (1978) e Ferreira (2003; 2006).

Desse modo, a depender de qual tipo geomorfológico de Vereda está sendo analisado, existirá uma configuração própria. O que existe em comum entre todos os modelos geomórficos de Vereda é que esta possui baixa declividade e ocorre em pontos do relevo com condições de má drenagem e/ou com lençol aquífero próximo à superfície do solo.

Os autores Boaventura (1978), Ferreira (2003; 2007) e Melo (2008) caracterizam a Vereda como local de trama fina e mal delimitada de caminhos de água, área de má drenagem ou área pantanosa ou sistema de drenagem mal delimitado. Desse modo, má drenagem, condicionada a solos hidromórficos, é uma de suas características próprias e fator limitante para ocorrência de Veredas.

Como não há uma florística específica associada aos tipos geomorfológicos de Veredas, estas não podem ser consideradas como macro-hábitats.

5. SOLOS

A condição de má drenagem do solo é fator decisivo para a existência da Vereda, pois é a condicionante ao surgimento dos solos hidromórficos (Brandão *et al.*, 1991), ricos em

matéria orgânica (Melo, 2008; Queiroz, 2015; Horák-Terra *et al.*, 2022a; Horák-Terra *et al.*, 2022b). Predominam nesses solos os processos de gleização e paludização, este último responsável pelo surgimento das turfas (Anjos *et al.*, 2008). A Vereda não irá ocorrer em áreas de solos bem drenados.

Segundo Meirelles *et al.* (2004), as Veredas podem ser divididas em zonas de fundo, meio e borda. Na porção mais externa – a borda – da Vereda apresenta solo com melhor drenagem, ocorrendo Neossolos Quartzarênicos, Latossolos, Plintossolos, Neossolos lítólicos e Cambissolos. Em direção ao interior – o meio da Vereda – inicia-se o aparecimento de solos hidromórficos (gleizado) com mosqueados, refletindo sazonalidade do lençol freático, com a presença dos Gleissolos Melânicos, Gleissolos Háplicos e Organossolos Háplicos. A textura dos solos é constituída por areia muito fina, siltica ou argilosa. Ainda, mais para o interior – no fundo da Vereda – o solo é permanentemente saturado com água e essencialmente orgânico, onde prevalecem os Organossolos (contendo turfas) e/ou Gleissolos Melânicos (Embrapa, 1976; Guimarães *et al.*, 2002; Melo, 2008; Ramos *et al.*, 2006; Ramos *et al.*, 2014; Horák-Terra *et al.*, 2022b).

A ocorrência das turfas nas Veredas foi confirmada principalmente pelos trabalhos paleoecológicos (e.g. Horák-Terra *et al.*, 2022a; Cassino *et al.*, 2018; Ledru *et al.*, 1996; Barberi *et al.*, 2000; Ferraz-Vicentini & Salgado-Labouriau, 1996), indicando a falta dos trabalhos sistemáticos do mapeamento da distribuição e extensão das turfas nas Veredas e no Cerrado. Os solos de turfa formam nas Veredas um mosaico com solos minerais. Os solos orgânicos das Veredas são extremamente sensíveis à erosão. Trilhas humanas ou do gado são suficientes para causar erosão, drenagem e uma mineralização do carbono estocado (Wantzen *et al.*, 2006; 2011b; 2012).

6. CLIMA

A Vereda possui ocorrência relacionada ao Cerrado e ao seu clima, o qual caracteriza-se pela presença de invernos secos e verões chuvosos (tropical chuvoso – Aw de Köppen). Possui média anual de precipitação da ordem de 1.500 mm anuais e temperatura média do mês mais frio superior a 18 °C (Ribeiro & Walter, 2008). Veredas ocorrem também em clima Cwa (clima temperado úmido com inverno seco e verão quente). Em clima temperado úmido com inverno seco e verão temperado (Cwb).

A quantidade de precipitação e a sazonalidade têm um forte impacto sobre a abundância de Veredas. Elas ocorrem mais frequentemente em regiões com estação seca mais curta e relativamente mais precipitação em comparação com estações secas mais pronunciadas (Gonçalves *et al.*, 2022).

7. FATORES HIDROQUÍMICOS

De modo geral, a característica da água presente na Vereda pode variar bastante, principalmente na dependência de sua localização e grau de antropização. A água possui baixo valor de dureza (RAMOS *et al.*, 2006). O ferro está presente em quantidades expressivas (Ramos *et al.*, 2006). A água desse ambiente é de boa qualidade, segundo os moradores, porém, em condições de represamento torna-se ferruginosa, tomando uma coloração avermelhada e apresentando lodo (Ramos *et al.*, 2006). Em vertentes com afloração de águas subterrâneas, acumulações de bactérias oxidando o ferro reduzido (e.g., *Gallionella ferruginosa*) são comuns.

Em condições naturais, as águas intersticiais de Veredas apresentam coloração escura principalmente devido aos elevados teores de compostos orgânicos em solução. Essa coloração aparece durante períodos de drenagem intensiva (chuva forte, erosão), enquanto no escoamento natural de Veredas fica cristalina ou ligeiramente colorida, devido às capacidades de retenção dos solos orgânicos. Também, apresentam baixos valores de pH (ácidos), baixos teores de nutrientes e baixa condutividade elétrica (Ramos *et al.*, 2006).

As Veredas, recebendo a água dos aquíferos com um pH baixo (4-5,5) por causa dos solos ácidos e poucos nutrientes das bacias hídricas, são ainda caracterizadas minero-gênico-oligotrófico até mesotrófico (Rydin *et al.*, 2013). Nas turfeiras existe uma interdependência entre o compartimento do solo, a hidrologia e a vegetação (Wantzen *et al.*, 2021). A mudança em um desses compartimentos, inevitavelmente, leva a uma mudança nos outros (Joosten, 2021).

8. VEGETAÇÃO E FLORA

8.1 Vegetação

As unidades de vegetação presentes nas Veredas são brejo sazonal graminoso (campos úmidos alagados somente no período das chuvas), brejo permanente graminoso (campos úmidos alagados permanentemente) e um buritizal permanentemente alagado (Eiten, 2001).

A vegetação encontrada nos ambientes hidromórficos está bem ajustada ao percentual de água no solo, sugerindo a interferência da profundidade do lençol freático na distribuição da maioria da vegetação ao longo da vertente (Guimarães *et al.*, 2002; Ramos, 2004; Rosolen *et al.*, 2015). Embora tenha se verificado a predominância do estrato herbáceo-subarbustivo para as Veredas, estas apresentam composição florística diferenciada com formações florestais dominadas por árvores isoladas, especialmente Annonaceae, Anacardiaceae, Cecropiaceae e Fabaceae (Bahia *et al.*, 2009; Gaya, 2014).

As famílias encontradas com muita frequência nas áreas campestres da Vereda são Poaceae, destacando-se os gêneros *Andropogon*, *Axonopus*, *Aristida*, *Panicum*, *Paspalum*, *Schizachyrium* e *Trachypogon*; Asteraceae (*Baccharis*, *Eupatorium* e *Vernonia* – *sensu lato*);

Cyperaceae (*Bulbostylis*, *Cyperus* e *Rhynchospora*); Melastomataceae (*Miconia*, *Microlicia* e *Tibouchina*); Fabaceae (*Desmodium* e *Stylosanthes*) e Eriocaulaceae (*Eriocaulon*, *Paepalanthus* e *Syngonanthus*). Além desses táxons também são ricos os gêneros *Chamaecrista*, *Echinodorus*, *Habenaria*, *Hyptis*, *Ludwigia*, *Lycopodiella*, *Mimosa*, *Polygala*, *Utricularia* e *Xyris*. No fundo da Vereda são mais frequentes as seguintes espécies: *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Cecropia pachystachya* Trécul, *Euplassa inaequalis* (Pohl) Engl., *Guarea macrophylla* Vahl, *Hedyosmum brasiliense* Mart. ex Miq., *Ilex affinis* Gardner, *Leandra* spp., *Miconia theaezans* (Bonpl.) Cogn. e *Myrsine* spp. Em estádios mais avançados de formação de mata, podem ser encontradas árvores como *Richeria grandis* Vahl, *Symplocos nitens* (Pohl) Benth., *Magnolia ovata* (A.St.-Hil.) Spreng., *Unonopsis guatteriioides* (A.DC.) R.E.Fr. e *Virola sebifera* Aubl., dentre outras espécies que caracterizam a mata de galeria inundável. Também ocorre seu símbolo maior, o buriti (*Mauritia flexuosa*) (Brandão et al., 1991; Araújo et al., 2002).

Em geral, as Veredas apresentam parte da flora exclusiva, por exemplo, *Abolboda pulchella* Humb. e *Syngonanthus densiflorus* (Körn.) Ruhland encontrada somente na Floresta Nacional de Brasília. *Ferdinandusa speciosa* (Pohl) Pohl na Reserva do IBGE, *Laplacea fruticosa* (Schrud.) Kobuski e *Xyris seubertiana* A.Nils. somente no Jardim Botânico de Brasília e *Xyris asperula* Mart. e *Syngonanthus fischerianus* (Bong.) Ruhland somente no Parque Nacional de Brasília (Eugênio, 2016).

Duas espécies presentes em Veredas no Distrito Federal foram classificadas como ameaçadas de extinção no Cerrado, sendo elas *Lobelia brasiliensis* A.O.S. Vieira & G.J. Sheph e *Xyris diaphanobracteata* Kral & Wand. *Xyris diaphanobracteata* está na Lista vermelha da IUCN e no Centro Nacional de Conservação da Flora (CNC-Flora), do Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

A maior parte das Veredas paulistas correspondem a campos úmidos sem palmeiras, exceto pequena porção na região norte, onde ocorre o buriti (*Mauritia flexuosa* L.f.) (Tannus & Assis, 2004; Ribeiro & Walter, 2008; Brasil, 2012b; IBGE, 2012; Souza & Lombardi, 2016).

Xyris rigida Kunth (CR) e *Schwenckia curviflora* Benth. (EN) estão na lista nacional de espécies em extinção. Na mesma lista, *Evolvulus fuscus* Meisn é considerada quase ameaçada (NT) e *Xyris brevifolia* Michx. Considerando a lista de espécies em risco de extinção em São Paulo, também estão ameaçadas *Echinodorus paniculatus* Micheli, *Galium equisetoides* (Cham. & Schltdl.) Standl., *Andropogon hypogynus* Hack., *Mandevilla tenuifolia* (J.C. Mikan) Woodson, *Rhynchanthera ursina* Naudin e *Rhynchanthera verbenoides* Cham (Souza & Lombardi, 2016; Pilon et al., 2017) de ocorrência dos campos úmidos com ou sem buritis.

8.2 Espécies Invasoras

A presença de espécies exóticas invasoras, sobretudo gramíneas, está entre os principais problemas e desafios para a conservação dos ambientes de Veredas. As espécies *Melinis minutiflora* P. Beauv., *Andropogon gayanus* Kunth, *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster, *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf e *Melinis repens* (Willd.) Zizka encontram-

-se em adiantado processo de invasão. *Phyllostachys bambusoides* Siebold & Zucc. e *Eragrostis tenuifolia* (A. Rich.) Hochst. ex Steud. também aparecem como invasoras em parques, tais como o Parque Nacional de Brasília. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A.Gray e *Arundo donax* L. ameaçam a flora autóctone no entorno das Veredas (Horowitz *et al.*, 2013; Giotto, 2015; Eugênio, 2016). Veredas do interior paulista são invadidas por espécies de *Pinus* e por *Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga. (Pilon *et al.*, 2017, Durigan *et al.*, 2020).

Munhoz e Ribeiro (2008) relatam que no Distrito Federal as Veredas estão passando por processo de invasão pela gramínea capim gordura (*Melinis minutiflora*), espécie africana muito agressiva (Pivello, 2008), formando densas populações em forma de macegas impedindo o desenvolvimento de remanescentes naturais (Munhoz *et al.*, 2011).

Além dessas espécies exóticas invasoras, há a expansão por espécies nativas arbustiva-arbóreas, nas localidades onde a erosão causa drenagem dos solos. Num estudo de longo prazo em Mato Grosso (Wantzen & Nunes da Cunha, não publicado), uma Vereda com vegetação exclusivamente graminoidea foi substituída, principalmente por espécies de *Miconia*, *Microlizia* e *Tibouchina* devido à drenagem dessas áreas. Ao mesmo tempo, os teores de matéria orgânica foram reduzidos (Wantzen *et al.*, 2012).

De acordo com Munhoz e Ribeiro (2008), a espécie *Trembleya parviflora* (D. Don) Cogn. está se tornando dominante nos ambientes das Veredas do Distrito Federal devido a alterações na umidade, causadas pela degradação ambiental. Essa dominância está diretamente relacionada à perda de diversidade de plantas. A presença predominante dessa espécie nas Veredas é um indicativo de degradação ambiental, e pode estar associada à redução da umidade desses ecossistemas (Munhoz & Ribeiro, 2008).

9. BIODIVERSIDADE ANIMAL

A Vereda é responsável pela manutenção e multiplicação da fauna, tanto terrestre quanto aquática. Além de representar um habitat específico para muitas espécies, ela constitui um refúgio para a fauna e a flora, mantém inter-relações com outros subsistemas e exerce o papel de corredores ecológicos naturais permitindo o fluxo biótico das populações de plantas e animais do Cerrado (Castro, 1980; Melo, 1992; Boaventura, 2007). A qualidade da Vereda de manter solos com umidade elevada mesmo durante a época seca é muito importante para espécies anfíbias e aquáticas. Com as matas de galeria e áreas úmidas adjacentes aos córregos (Junk *et al.*, 2022) elas representam uma zona microclimática mais bem tamponada que os ecossistemas (e agrossistemas) terrestres, favorecendo a estadia de uma fauna sensível a temperaturas altas (Wantzen *et al.*, 2011b). A riqueza em invertebrados dos solos (incluindo espécies aquáticas) e dos diferentes tipos de plantas com flores e sementes, mas também com insetos herbívoros atraem muitas espécies animais consumidoras desses recursos.

Para a avifauna, as Veredas funcionam como local de pouso, além de atuarem como abrigo, fonte de alimento e local de reprodução (Brandão *et al.*, 1991; Carvalho, 1991; Ribeiro & Walter, 2008; Guimarães *et al.*, 2002). O estudo da avifauna em Veredas (Tubelis, 2009) demonstrou o uso desta por 261 espécies no Cerrado. Bressan *et al.* (2009) citam a ocorrência dos vertebrados em risco de extinção com ocorrência em campos úmidos, sendo para as aves as espécies *Micropygia schomburgkii* (maxalalagá), *Lateralus xenopterus* (sanã-de-cara-ruiva), *Polytmus guainumbi* (beija-flor-de-bico-curvo), *Alecturus tricolor* (galito), *Cistothorus platenses* (corruíra-do-campo), *Donacospiza albifrons* (tico-tico-do-banhado), *Sporophila collaris* (coleiro-do-brejo), *Sporophila palustres* (caboclinho-de-papo-branco), *Sporophila melanogaster* (caboclinho-de-barriga-preta), *Sporophila angolensis* (curió), *Coryphaspiza melanotis* (tico-tico-do-campo), *Ara ararauna* (arara-canindé), *Ara chloropterus* (arara-vermelha), *Sarcoramphus papa* (urubu-rei), *Spizaetus ornatus* (gavião-de-penacho) (ameaçado de extinção).

Os mamíferos: *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), *Pseudoryzomys simplex* (rato-do-mato), com ocorrência em campos úmidos, são citados como espécies em risco de extinção no estado de São Paulo (Bressan *et al.*, 2009). Veredas e zonas ripárias têm uma função importante para fazer conexão entre as populações das áreas úmidas dos planaltos e das planícies baixas (tais como o Pantanal), permitindo habitat e corredores de migração de mamíferos, tais como, anta (*Tapirus terrestris*), gato-do-mato (*Leopardus tigrinus*), onça-pintada (*Panthera onca*), jaguatirica (*Leopardus pardalis*), cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*), veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), tatu-canastra (*Priodontes maximus*) (Funatura, 2003; Pinese *et al.*, 2015).

As características de área úmida protegida contra temperaturas extremas com diversos tipos de pedra e presença de pequenas poças com ou sem peixes tornam as Veredas habitats adequados para anfíbios e répteis do Cerrado (Colli *et al.*, 2002; Sousa *et al.*, 2019) e do Pantanal (Strüssmann *et al.*, 2011), com uma diversidade especificamente alta em áreas calcáreas (Dos Santos *et al.*, 2011).

Devido ao caráter pantanoso, as Veredas são locais preferenciais para a ictiofauna e consideradas berçário para muitas espécies de peixes. As pequenas nascentes e habitats de brejo dentro da Vereda abrigam poucas espécies por localidade, mas, entre elas, muitas que ainda não foram descritas, entre outros das famílias de Rivuliidae e Trichomycteridae (Wantzen & Machado, pers. obs.). Possivelmente, essas zonas servem como zona de conexão entre as hidroecorreções da Amazônia e do Cerrado (Dagosta & Pinna, 2021), em áreas onde nascentes ficam conectadas por Veredas e brejos (chamadas “águas emendadas”).

Reyna (2018), estudando peixes em riachos inseridos num sistema de Veredas em Minas Gerais, registrou 33 espécies. A guilda piscívora está representada pelas espécies *Acestrorhynchus lacustris* e *Hoplias intermedius*. A guilda onívora, representada pelas espécies *Myelus micans* e *Pamphorichthys hollandi*. A guilda detritívora foi representada

pelas espécies *Harttia* sp., *Hisonotus* sp., *Hypostomus* cf. *macrops*, *Parodon hillari* e *Steindachnerina elegans*. A guilda insetívora foi o grupo dominante, abrangendo 20 espécies com espécies como *Bryconops* sp., *Cetopsorhamdia iheringi*, *Characidium* aff. *zebra*, *Characidium fasciatum*, *Cichlasoma sanctifranciscense*, *Eigenmannia besouro*, *Gymnotus* sp., *Hemigrammus marginatus*, *Lepidocharax burnsi*, *Moenkhausia sanctaefilomenae*, *Sternopygus macrurus*, *Phenacorhamdia tenebrosa* e *Pimelodella* sp.

No que se refere aos invertebrados, as Veredas representam o habitat com a maior diversidade de copepodos (microcrustáceos) conhecida do mundo (Reid, 1984). Estudos com armadilhas luminosas e com armadilhas de emergência revelam que uma boa parte de invertebrados bentônicos dos córregos do Cerrado (Chironomidae, Trichoptera) utiliza as áreas úmidas das Veredas como habitat (Wantzen *et al.*, 2011a).

10. LEGISLAÇÃO

Veredas foram citadas em legislação federal pela primeira vez na Resolução nº 004, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), de 18 de setembro de 1985, referente às Reservas Ecológicas:

Art. 2º - Para efeitos desta Resolução são estabelecidas as seguintes definições:

[...]

e) - Vereda- nome dado no Brasil Central para caracterizar todo espaço brejoso ou encharcado que contém nascentes ou cabeceiras de cursos d'água de rede de drenagem, onde há ocorrência de solos hidromórficos com renques de buritis e outras formas de vegetação típica;

[...]

Art. 3º - São Reservas Ecológicas:

[...]

III - nas nascentes permanentes ou temporárias, incluindo os olhos d'água e Veredas, seja qual for sua situação topográfica, com uma faixa mínima de 50 (cinquenta) metros e a partir de sua margem, de tal forma que proteja, em cada caso, a bacia de drenagem contribuinte (Conama, 1985).

Entretanto, ainda não há uma clara definição a seu respeito como APP (Martins *et al.*, 2017). Após essa primeira citação em instrumento legal, as Veredas apareceram novamente na Resolução Conama nº 303, de 20 de março de 2002, que dispõe sobre parâmetros, definições e limites de APP:

Art. 2º Para os efeitos desta Resolução, são adotadas as seguintes definições:

[...]

II - Vereda: espaço brejoso ou encharcado, que contém nascentes ou cabeceiras de cursos

d'água, onde há ocorrência de solos hidromórficos, caracterizado predominantemente por renques de buritis do brejo (*Mauritia flexuosa*) e outras formas de vegetação típica;
[...]

Art. 3º Constitui Área de Preservação Permanente a área situada:

[...]

IV - em Vereda e em faixa marginal, em projeção horizontal, com largura mínima de cinquenta metros, a partir do limite do espaço brejoso e encharcado (Conama, 2002).

Ao analisar a Resolução Conama nº 303/2002, notamos que ocorreram avanços em relação à Resolução Conama nº 004/1985, especialmente quanto à definição mais objetiva e de mais fácil aplicação. Embora tenham sido mantidos alguns pontos controversos, a própria definição de Veredas ainda continha problemas, pois não era capaz de abarcar todas as peculiaridades dessas fisionomias. Outro problema era a dificuldade da definição do limite do espaço brejoso e encharcado. Veredas também foram citadas na Resolução Conama nº 369, de 28 de março de 2006, que dispunha sobre os casos excepcionais que possibilitavam a intervenção ou supressão de vegetação em APP.

Posteriormente, criou-se a Lei nº 12.651 (Brasil, 2012a), a qual passou por várias modificações. Dentre essas alterações, a Lei nº 12.727, de outubro de 2012 (Brasil, 2012b), foi responsável por modificar o conceito de Vereda, que passou a vigorar como: “XII – Vereda: fitofisionomia de savana, encontrada em solos hidromórficos, usualmente com a palmeira arbórea *Mauritia flexuosa* - buriti emergente, sem formar dossel, em meio a agrupamentos de espécies arbustivo-herbáceas” (Brasil, 2012b).

Com essa definição, em função do termo “usualmente”, a presença do buriti não é obrigatória para a caracterização de uma Vereda, contrariando várias definições (e.g. Ferreira, 2003; 2008; Queiroz, 2015). Ainda em relação à vegetação, verificamos a necessidade de ocorrência de “agrupamentos de espécies arbustivo-herbáceas”, entretanto, em alguns tipos de Veredas, esse estrato vegetativo pode não ocorrer. Outro problema dessa conceituação é a obrigatoriedade de que o buriti ocorra “sem formar dossel”, pois, conforme demonstrado, a Vereda pode ocorrer mesmo em locais em que o buriti forma dossel contínuo.

Outro problema da Lei nº 12.651/2012 para a proteção das Veredas ocorre quanto à faixa considerada APP, no seu entorno. Na Resolução Conama nº 303/2002 constava “em Vereda e em faixa marginal”, ao passo que a referida lei passou a figurar “em Veredas, a faixa marginal”. Essa alteração pode causar interpretações dúbias, visto que Veredas não são mais consideradas como APP, mas apenas a sua faixa marginal. Nesse contexto, subentende que Veredas propriamente ditas não constituem APP, mas apenas a faixa marginal (Martins *et al.*, 2017). Ainda segundo a Lei nº 12.651/2012, APP em Veredas são determinadas a partir do “espaço permanentemente brejoso e encharcado”. Desconsidera ainda que Veredas ocorrem em clima tropical, com período seco pronunciado e possui uma zona de umidade sazonal (*sensu* Melo, 2008), também chamada de zona da

borda (Araújo *et al.*, 2002). Desse modo, essa zona de umidade sazonal passa a não ser considerada como parte integrante das Veredas (Martins *et al.*, 2017). Essa lei também flexibiliza a preservação das Veredas ao admitir atividades humanas na APP (Rosolen *et al.*, 2015), além da permissibilidade da continuidade de atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural, em APP, desde que consolidadas até julho de 2008. Todavia, podemos considerar benéfico seu artigo 6º ao possibilitar a criação de APP, se declaradas de interesse social por ato do Chefe do Poder Executivo, quando forem para proteger as restingas ou Veredas.

Diante da análise da Lei nº 12.651 (Brasil, 2012a), historicamente, observamos que houve retrocesso na proteção das Veredas. Portanto, é crucial a revisão de sua definição, visando abarcar os diferentes tipos de Veredas existentes. Também é necessária a correção do artigo 4º, alínea XII, para que não existam dúvidas da proteção direta de toda a extensão dessa AU e não apenas a sua faixa marginal. Outra alteração recomendada é na forma como se define o limite de uma Vereda, o ideal seria através da presença de solos hidromórficos e não a partir de solo permanentemente brejoso e encharcado, como demonstra Barbosa (2016).

10.1 Especificidades das Legislações Estaduais

No estado de Goiás, a Lei nº 18.104/2013 conceitua em seu artigo 5º, inciso XI, “Vereda: fitofisionomia de Savana, encontrada em solos hidromórficos, usualmente com a presença da palmeira *Mauritia flexuosa* (buriti) emergente, sem formar dossel, em meio a agrupamentos de espécies arbustivo-herbáceas” (Goiás, 2013). No artigo 17º da referida lei menciona “nos casos de áreas rurais consolidadas em Veredas, será obrigatória a recomposição das faixas marginais, em projeção horizontal, delimitadas a partir do espaço brejoso e encharcado [...]” (Goiás, 2013). Esses artigos são cópias fiéis da Lei Federal nº 12.651/2012.

O estado de Tocantins possui em toda sua legislação ambiental uma única referência à Vereda. A Lei nº 1.939, de 24 de junho de 2008 (Tocantins, 2008), que dispõe sobre os casos excepcionais que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em APP, em seu artigo 2º, parágrafo 1º, “é vedada a intervenção ou supressão de vegetação em APP de nascentes, Veredas e dunas originalmente providas de vegetação, salvo nos casos de utilidade pública e para o acesso de pessoas e animais para obtenção de água” (Tocantins, 2008). Tocantins tem a quase totalidade de seu território na área nuclear do Cerrado, mas sua legislação não trata de forma específica da proteção das Veredas.

Em toda a legislação ambiental do Distrito Federal existe apenas uma referência específica sobre Vereda e outra sobre o buriti. A Lei Complementar nº 265, de 14 de dezembro de 1999 (Distrito Federal, 1999), que dispõe sobre a criação de Parques Ecológicos e de Uso Múltiplo no Distrito Federal, estabelece em seu artigo 4º que os Parques Ecológicos devem possuir APP, nascentes, olhos d’água, Veredas, Matas Ciliares, Campos de Murundus ou manchas representativas de qualquer fitofisionomia do Cerrado que abranjam,

no mínimo, 30% da área total da unidade (Distrito Federal, 1999). O Decreto nº 14.783, de 17 de junho de 1993 (Distrito Federal, 1993), que dispõe sobre o tombamento de espécies arbóreo-arbustivas, estabelece que estão tombadas como Patrimônio Ecológico do Distrito Federal, dentre outras espécies, o buriti (*Mauritia flexuosa* L.f.). Esse decreto foi alterado recentemente pelo Decreto nº 38.849, de 08 de fevereiro de 2018 (Distrito Federal, 2018), mas a redação sobre a proteção do buriti não foi alterada.

O estado da Bahia, através da sua Constituição de 5 de outubro de 1989, artigo 216º, inciso VI, afirma que “os vales e as Veredas dos afluentes da margem esquerda do rio São Francisco”, constituem patrimônio estadual e sua utilização far-se-á na forma da lei (Bahia, 1989). A Lei nº 12.377, de 28 de dezembro de 2011 (Bahia, 2011), em seu artigo 90, possui a seguinte redação: “São também consideradas de preservação permanente as áreas cobertas ou não por vegetação natural situadas nas Veredas do Oeste do Estado e brejos litorâneos, cujos limites serão definidos em regulamento, de modo a garantir e proteger os mananciais” (Bahia, 2011).

O estado do Ceará, através do Decreto nº 24.221, de 12 de setembro de 1996 (Ceará, 1996), que regulamenta a Lei nº 12.488, de 13 de setembro de 1995 (Ceará, 1995), dispõe sobre a Política Florestal do estado, faz menção à proteção das Veredas. No referido decreto, Veredas são consideradas um tipo de Reserva Ecológica, que integra as UC, sendo definidas no artigo 7º:

São Unidades e Conservação de uso indireto, de domínio público e que não permitem a exploração dos recursos naturais:

[...]

IV - Reservas Ecológicas;

[...]

IV - Reservas Ecológicas, assim definidas:

[...]

b) as florestas e demais formas de vegetação natural situadas:

[...]

3. nas nascentes permanentes ou temporárias, incluindo os olhos d'água e Veredas, seja qual for sua situação topográfica com uma faixa mínima de 50 (cinquenta) metros a partir de sua margem, de tal forma que proteja, em cada caso, a bacia de drenagem contribuinte (Ceará, 1996).

No estado do Maranhão existe a Lei estadual nº 5.405, de 5 de abril de 1992 (Maranhão, 1992), que institui o Código de Proteção de Meio Ambiente e dispõe sobre o Sistema Estadual de Meio Ambiente e o uso adequado dos recursos naturais. No artigo 16, inciso XI, afirma que compete à Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos preservar de modo permanente os buritizeiros (Maranhão, 1992).

No estado do Piauí, a Lei nº 3.888, de 26 de setembro de 1983 (Piauí, 1983), em seu artigo 1º, proíbe o corte de algumas palmáceas, dentre elas, o buriti, o que não representa proteção efetiva para a Vereda.

No estado de Mato Grosso, a Lei Complementar nº 412, de 13 de dezembro de 2010, no artigo 58, alínea c, determina “nas nascentes, ainda que intermitentes e nos chamados ‘olhos d’água’, qualquer que seja a sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 (cinquenta) metros de largura” (Mato Grosso, 2010). Desse modo, não existe menção à Vereda no estado. O Decreto Estadual de Mato Grosso nº 1.491, de 15 de maio de 2018, que regulamenta as formas de regularização ambiental nos imóveis rurais, prevê em seu art. 32 que as áreas de nascentes e Veredas deverão ser priorizadas no processo de recomposição.

A Constituição de Minas Gerais, de 1989 (Minas Gerais, 1989), em seu artigo 214, parágrafo 7, determina que as Veredas “[...] constituem patrimônio ambiental do Estado e sua utilização se fará, na forma da lei, em condições que assegurem sua conservação”. No ano de 2013, o Governo de Minas Gerais, publicou a Lei nº 20.922, de 16 de outubro de 2013 (Minas Gerais, 2013), que dispõe sobre as Políticas Florestais e de Proteção à Biodiversidade no Estado. No artigo 2º, inciso XV, dessa Lei, a Vereda é conceituada como “[...] fitofisionomia de savana, encontrada em solos hidromórficos onde o lençol freático aflora na superfície, usualmente com a palmeira arbórea *Mauritia flexuosa* - buriti, emergente em meio a agrupamentos de espécies arbustivo-herbáceas” (Minas Gerais, 2013). Conceito muito próximo ao apresentado pela Lei Federal nº 12.651 (Brasil, 2012a).

Na Lei nº 20.922/2013, o Governo de Minas Gerais, ao estabelecer a APP em Vereda, também segue a mesma redação da Lei Federal, colocando como APP apenas a faixa marginal e não a Vereda propriamente dita, como pode ser verificado no artigo 9º, inciso IX, “em Veredas, a faixa marginal, em projeção horizontal, com largura mínima de 50 m (cinquenta metros), a partir do término da área de solo hidromórfico” (Minas Gerais, 2013). O único ponto positivo da redação desse inciso é que o limite da Vereda deve ser considerado a partir do solo hidromórfico e não do espaço permanentemente brejoso e encharcado, como na lei federal. Destaca-se que em seu artigo 16, parágrafo 6º, é reconhecida a função de corredor ecológico e refúgio úmido exercida pela Vereda (Minas Gerais, 2013).

No estado de Rondônia, a única referência às Veredas encontra-se na Lei nº 1.861, de 10 de janeiro de 2008 (Rondônia, 2008), que define e disciplina a piscicultura no estado. No artigo 5º, parágrafo 5º, afirma: “É vedada a intervenção ou supressão de vegetação em APP de nascentes, Veredas, manguezais e dunas originalmente providas de vegetação, prevista nos incisos II, IV, X e XI do artigo 3º da Resolução Conama nº 303, de 20 de março de 2002”. Portanto, observamos que o artigo 5º versa sobre o aproveitamento da APP antropizada para a atividade de piscicultura.

Na legislação do estado de São Paulo, a única referência às Veredas ocorre na Lei nº 15.684, de 14 de janeiro de 2015 (São Paulo, 2015), que dispõe sobre o Programa de Re-

gularização Ambiental (PRA), sobre a aplicação da Lei Complementar Federal nº 140, de 8 de dezembro de 2011, no âmbito do estado. Na referida lei, a citação à Vereda ocorre no artigo 14 (São Paulo, 2015). Portanto, além de não ser uma legislação na qual se busca diretamente a proteção da Vereda, observamos que segue os mesmos parâmetros da Lei Federal nº 12.651/2012 (Brasil, 2012a).

Por fim, não foi encontrada qualquer referência às Veredas e/ou aos buritis ou buri-tizais, nas leis ambientais do estado de Mato Grosso do Sul. As leis estaduais sobre APP apresentam textos muito próximos aos da Lei nº 12.651/2012 (Brasil, 2012a), mas sem referência direta à Vereda.

De forma geral, o estado de Minas Gerais, dentre os analisados, é o que há mais tempo busca a proteção das Veredas, bem como possui o maior número de leis a mencionar essa fitofisionomia, e o único a tentar uma conceituação de diferentes tipos de Veredas. Entretanto, atualmente regrediu no sentido da proteção desse ambiente e passou a ter legislação muito semelhante à legislação federal.

Diante da análise da legislação ambiental de todas as Unidades da Federação com ocorrência de Cerrado em seu território, verificamos que inexistem marco legal mais restritivo ao uso de Veredas ou capaz de propiciar proteção efetiva. Os poucos estados com leis a mencionar diretamente essa fisionomia como APP o fazem muito próximo do determinado na legislação federal, portanto, compartilham dos mesmos problemas.

11. AMEAÇAS E RESTAURAÇÃO

Causas de degradação de Veredas podem ser separadas em atividades com impacto direto e impacto indireto. Causas com impacto direto nas Veredas incluem drenagens, queimadas frequentes, pastejo, produção de subsistência de vegetais, construção de barragens e estradas cortando as Veredas (Ramos *et al.*, 2006; Borges *et al.*, 2016). Causas de impacto indireto são extração de água do lençol freático e agricultura na bacia de recarga do lençol freático, plantações de *Pinus*/*Acacia*/*Eucalyptus* e a mudança climática com temperaturas médias mais altas, uma estação seca mais longa com menos chuva (Ramos *et al.*, 2006; Maillard, 2009; Brasil, 2016; Horák-Terra *et al.*, 2022a; Silva *et al.*, 2022).

Devido à textura muito fina dos solos superficiais e da forma de crescimento das plantas graminoides em forma de moitas (o que favorece o desenvolvimento de zonas de escoamento superficial), Veredas são extremamente sensíveis à erosão. O uso quinzenal de trilhas por poucas pessoas já pode ser suficiente para causar erosão em Veredas com declividade durante a época chuvosa (Wantzen, pers. obs.). A prática de permitir o gado acessar a beira do rio ou de uma poça de vertente (“olhos d’água”) inevitavelmente causa erosão, o que pode se aprofundar rapidamente durante um só evento chuvoso. Essa erosão abre um ciclo vicioso: cada centímetro de aprofundamento do sulco erosivo (“voçoroca”)

facilita o escoamento ainda mais, incluindo das águas subterrâneas. Consequentemente, as voçorocas crescem de um padrão dendrítico, baixando o nível das águas subterrâneas, favorecendo a perda do carbono e a transformação da vegetação graminoidea em arbustiva (Wantzen *et al.*, 2006, 2011b, 2012; Wantzen & Mol, 2013).

Intervenções antrópicas podem acelerar os processos de rebaixamento do lençol freático ameaçando a dinâmica natural dos ambientes de áreas úmidas. A construção de barragens e estradas, entre outras coisas, fragmenta Veredas hidrologicamente, o que pode levar a condições mais secas a jusante e mais úmidas a montante. Quando em condições mais secas, processos e atributos dos solos das Veredas são modificados. A matéria orgânica está mineralizada, diminuindo o teor de carbono estocado no solo. Por exemplo, depois de 20 anos de degradações incluindo drenagem, uma Vereda do noroeste de Minas Gerais (PRI) perdeu ~22% do carbono orgânico no solo comparado a uma Vereda preservada. Quando os solos orgânicos são drenados, seus poros são reduzidos, o solo compacta e o material sólido endurece (“empedra”). Associados a isso, outros processos passam a operar no sistema, tais como a repelência à água, também conhecida como hidrofobicidade (Horák-Terra *et al.*, 2022a). Organossolos e turfas secas são mais susceptíveis ao fogo, que pode resultar em queimadas dos solos mesmo, como foi descrito nas Veredas do rio Pandeiros (Maillard *et al.*, 2009), que muda os organossolos também de hidrofília ao hidrofobicidade. Liberação de altas quantidades de carbono em forma de gases de efeito estufa e subsidência são resultados (Turetsky *et al.*, 2015). A compactação do solo das Veredas é resultado também do uso de pastagem dessas áreas pelo pisoteio do gado.

Além da prática de drenagem, vários outros usos agrícolas têm impactado negativamente as Veredas, por exemplo, o uso indiscriminado de pesticidas (Laabs *et al.*, 2002), fertilizantes e pelo despejo de esgotos. Outras ameaças incluem a conversão para uso agropecuário, plantio de espécies gramíneas exóticas e a substituição por plantações florestais (Souza & Lombardi, 2016; Pilon *et al.*, 2017).

Quanto à vegetação, o abaixamento do lençol freático determina a redução das espécies herbáceas habituadas a maior grau de encharcamento, as quais, com o tempo, passam a ser sombreadas e substituídas pelo estrato arbustivo-arbóreo que se instala nas áreas com menor umidade no solo (Eiten, 2001; Meirelles *et al.*, 2004). No Distrito Federal, rápidas transformações na paisagem estão sendo geradas pela densa colonização de espécies lenhosas nativas de Veredas como *Trembleya parviflora* (D. Don) Cogn. (Silva-Júnior & Felfili, 1996; Meirelles *et al.*, 2004), *Macairea radula* (Bonpl.) DC. e *Lavoisiera bergii* Cogn. da família Melastomataceae (Munhoz & Ribeiro, 2008). Observações parecidas existem também nas Veredas do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, onde em três anos só um Campo limpo úmido de uma Vereda foi ocupado pela *Macairea radula*, mudando completamente a aparência dessa área (Cassia Munhoz, Obs. pess.). Outra ameaça às áreas de Veredas são os processos de invasão por espécies exóticas, como todo entorno das Veredas é composto por áreas de agropecuária, algumas espécies cultivadas como

gramíneas exercem grande pressão por propágulos e invadem os espaços naturais das Veredas (Melo, 1992; Munhoz *et al.*, 2011).

O buriti, quando exposto ao ambiente lântico, fruto da construção dos reservatórios, tem seu sistema radicular encoberto pela água impedindo a correta respiração da planta, “afogando-a”. Tal fenômeno provoca, primeiramente, o afinamento do caule nas proximidades das folhas e, posteriormente, a queda da copa, restando assim apenas o caule sem vida, formando o que Ferreira (2003) denominou de paliteiro (Martins *et al.*, 2017). Em virtude da morte do buriti e da alteração do ecossistema local, várias espécies de animais perdem seu habitat natural. A arara-canindé (*Ara ararauna*), além de fazer seus ninhos nos troncos do buriti, tem em seus frutos o principal ingrediente da sua dieta (Martins *et al.*, 2017).

Desde os tempos pretéritos, com os processos de ocupação das Savanas brasileiras, as Veredas foram negligenciadas, sendo consideradas como áreas inúteis, sem serventia, muito em função de suas características brejosas. Dessa forma, muitas Veredas foram drenadas para ampliação de áreas de agropecuária e para construção de represas (Serpa *et al.*, 2022).

Visto a grande importância da água na formação das Veredas, toda tentativa de restauração das Veredas degradadas obrigatoriamente precisaria do restabelecimento da hidrologia e de um lençol freático alto. Em primeiro lugar, a causa da drenagem excessiva, por exemplo o sulco erosivo, precisa ser recuperada (Wantzen *et al.*, 2006). Vendo a dependência da situação hidrológica à área de recarga do lençol freático, essa área teria de ser considerada em todo planejamento de restauração (Joosten, 2021). Se o abaixamento do lençol freático é um dos problemas na área de restauração, para garantir uma melhora das condições ecológicas, as medidas para aumentar a recarga das águas subterrâneas na bacia de recarga serão inevitáveis (por exemplo, redução da extração da água para irrigação). Devido às condições específicas para a pedogênese hidromórfica e acúmulo de matéria orgânica (como em outras áreas úmidas, Wantzen *et al.*, 2021), projetos de recuperação devem ser planejados a um muito longo prazo.

Embora haja pouca experiência na restauração da vegetação das Veredas, diferentes técnicas poderiam ser aplicadas, como plantio direto e semeadura direta (Sampaio *et al.*, 2015).

12. RECOMENDAÇÃO PARA GESTÃO, MANEJO, CONSERVAÇÃO E TEMÁTICAS PARA FUTURAS PESQUISAS

Veredas são ecossistemas extremamente frágeis. A sua extensão lateral ao longo dos córregos ou outras feições da paisagem ainda são muito pouco conhecidas. Tampouco existem dados precisos da área total das Veredas, do seu grau de preservação, da sua biodiversidade, estoques de carbono e relações entre o grau de cobertura e a permanência do escoamento dos córregos.

No contexto das mudanças climáticas, esses dados são muito importantes para estabelecer medidas de mitigação do efeito estufa. No mais, o conhecimento sobre a fauna e flora em Mato Grosso, Goiás e outros estados é muito incipiente. Porém, estudos locais mostram claramente a importância das Veredas para o funcionamento da paisagem, a manutenção do escoamento das nascentes e conservação da biodiversidade. Veredas representam um elemento importante nas paisagens brasileiras.

Apesar desses serviços ecossistêmicos, as Veredas foram negligenciadas na pesquisa e na conservação. Com o avanço da agricultura industrial, uma grande parte das Veredas foi sistematicamente eliminada.

Uma relação de atividades pode ser formulada para gestão, manejo e conservação das Veredas:

- Planejamento sistemático da conservação e o fortalecimento da legislação de conservação pelas políticas públicas federal e estadual, tal como definir Veredas como APPs, respeitando a sua sensibilidade.
- Criação de áreas de conservação “estratégicas” no sentido de manter corredores de migração e de intercâmbio genético entre ecossistemas e biomas (e.g., Cerrado-Pantanal) e das funções ecológicas das Veredas em grande escala (nível nacional).
- Análise e valoração dos serviços ecossistêmicos (estocagem de carbono, efeito esponja para tamponar a hidrologia da paisagem, manutenção de solos úmidos, efeitos micro e macro climáticos, conservação da biodiversidade, serviços culturais, etc.).
- Estimativas mais precisas da extensão lateral e da área total das Veredas.
- Estudos sobre os estoques de carbono e da biodiversidade e disponibilidade desses bancos de dados acessíveis ao público.
- Estabelecimento de uma única classificação e verificação da sua validade no país e avaliação do Estudo de Viabilidade Técnica e Legal em outros países.
- Estabelecimento de um sistema único de classificação sobre a degradação das Veredas em cinco graus, seguido por uma análise da degradação nas últimas décadas e um programa nacional de recuperação das Veredas.
- Estudos ecossociológicos para identificar e valorizar práticas de uso sustentável e do valor etnoetológico dos elementos das Veredas (incluindo conhecimento ecológico tradicional e valorização pelos povos indígenas).
- Avanço do conhecimento sobre as técnicas de restauração, a partir de estudos experimentais a curto, médio e longo prazo em diversos tipos de paisagens, com intercâmbio de dados para aumentar a eficiência dessas técnicas.
- Avanço da educação ambiental para aumentar o conhecimento e a sensibilidade pelos valores das Veredas.
- Adoção de um conceito único de Vereda em todo o país, principalmente, pelos órgãos governamentais. Entretanto, esse conceito deve ser capaz de abarcar todas as especificidades desse sistema.

- Definição do limite da área de ocorrência da Vereda a partir da ocorrência do solo hidromórfico e não da área permanentemente inundada, como na atual legislação ambiental.
- Promoção de inventários florísticos de Veredas, pois há lacunas significativas quanto a essa informação para diferentes regiões do bioma Cerrado, pois em geral as informações são concentradas em poucas Veredas.
- Promoção de estudos sobre a contaminação dos solos e da água em ambiente de Vereda.
- Aprofundamentos dos estudos sobre a fauna que depende do ambiente de Vereda, pois quase nada se sabe sobre a relação da fauna com a Vereda.
- Promoção da restauração de Veredas degradadas, incluindo as que possuem invasão por espécies exóticas e expansão de espécies nativas não hidrófitas.

REFERÊNCIAS

- Ab'Saber, A.N. (1996). Domínios morfoclimáticos e solos do Brasil. In: Alvarez, V.V.H.; Fontes, L.E.F.; Fontes, M.P.F. O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa: SBCS; UFV, DPS. p.1-18.
- Alencar-Silva, T. & Maillard, P. (2011). Delimitação, caracterização e tipologia das Veredas do Parque Estadual Veredas do Peruáçu. *Geografias*, 7(2): 24-39. [doi: 10.35699/2237-549X.13317](https://doi.org/10.35699/2237-549X.13317)
- Alves, R.A. (2019). Estudo Preliminar sobre o Ecossistema de Veredas na Porção Setentrional de Bonfim, Estado de Roraima, Brasil. *Revista GeoUECE*, 8(15): 99-110.
- Anjos, L.H.C., Pereira, M.G. & Fontana, A. (2008). Matéria orgânica e pedogênese. In: Santos, G.A., Silva, G.A., Canellas, L.P. & Camargo, F.A.O. (eds.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 66-86.
- Araújo, G.M., Barbosa, A.A.A., Arantes, A.A. & Amaral, A.F. (2002). Composição florística de Veredas no município de Uberlândia, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 25(4): 475-493. [doi: 10.1590/S0100-84042002012000012](https://doi.org/10.1590/S0100-84042002012000012)
- Augustin, C.H.R.R.; Melo, D.R. & Aranha, P.R.A. (2009). Aspectos geomorfológicos de veredas: um ecossistema do bioma do cerrado, Brasil. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 10(1): 103-114. [doi: 10.20502/rbg.v10i1.123](https://doi.org/10.20502/rbg.v10i1.123)
- Bahia (Estado). Governo do Estado da Bahia. (1989). Constituição do Estado da Bahia, de 05 outubro de 1989. Altera o Decreto nº 14.783, de 17 de junho de 1993, que dispõe sobre o tombamento de espécies arbóreo-arbustivas, e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial do Estado do Distrito Federal. 1989 outubro 05 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <http://www.legislabahia.ba.gov.br/documentos/constituicao-do-estado-da-bahia-de-05-de-outubro-de-1989>
- Bahia (Estado). Governo do Estado da Bahia. (2011). Lei Nº 12.377, de 28 de dezembro de 2011. Altera a Lei nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a Política Estadual de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade, a Lei nº 11.612, de 08 de outubro de 2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e a Lei nº 11.051, de 06 de junho de 2008, que Reestrutura o Grupo Ocupacional Fiscalização e Regulação. 2011 dezembro 29 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <http://www.seia.ba.gov.br/legislacao-ambiental/leis/lei-n-12377-de-28-de-dezembro-de-2011>
- Bahia, T.O.; Luz, G.R.; Braga, L.L.; Menino, G.C.O.; Nunes, Y.R.F.; Veloso, M.D.M.; Neves, W.V. & Santos, R. M. (2009). Florística e fitossociologia de Veredas em diferentes estágios de conservação na APA do Rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. *Biota*, 2(3): 14-21.

Barberi, M. (2001). Mudanças Paleoambientais na Região dos Cerrados do Planalto Central Durante o Quaternário Tardio: O Estudo da Lagoa Bonita, DF. [Tese – Doutorado em Geologia Sedimentar]. São Paulo: Universidade de São Paulo. 210 p.

Barberi, M. & Ribeiro, M.S.L. (2008) Evolução da paisagem nas áreas de Cerrado: uma análise no tempo profundo. In: Gomes, H. (ed.) Universo do Cerrado. Goiânia: Universidade Católica de Goiás. p. 15-65.

Barberi, M., Salgado-Labouriau, M.L. & Suguio K. (2000). Paleovegetation and paleoclimate of Vereda de Águas Emendadas, Central Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 13: 241-254. doi: [10.1016/S0895-9811\(00\)00022-5](https://doi.org/10.1016/S0895-9811(00)00022-5)

Barbosa, G.V. (1967) Relevô. In: Banco de Desenvolvimento de Minas Gerais. Diagnóstico da economia mineira: o espaço natural. Belo Horizonte: BDMG. p. 69-10.

Barbosa, A.S. (2002). Andarilhos da Claridade: Os primeiros habitantes do Cerrado. Goiânia: UCG/ITS.

Barbosa, G.S. (2016). Uso de atributos do solo na identificação de limites para preservação de Veredas no Mato Grosso do Sul. [Dissertação – Mestre em Agronomia]. Ilha Solteira: Universidade Estadual Paulista. 72 p.

Boaventura, R.S. (1978). Contribuição aos estudos sobre a evolução das Veredas. In: 2º Plano de Desenvolvimento Integrado no Noroeste Mineiro. Informe Técnico 1(1): 13-17.

Boaventura, R.S. (1981). Contribuição aos estudos sobre a evolução das veredas: Características geomorfológicas. In: Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais- CETEC. Plano de Desenvolvimento integrado do Noroeste Mineiro, 2: Recursos naturais. Belo Horizonte: CETEC.

Boaventura, R.S. (1988). Preservação das Veredas – síntese. In: Anais do Encontro Latino-Americano Relação Ser Humano Ambiente. Belo Horizonte: FUMEC.

Boaventura, R.S. (2007). Vereda berço das águas. Belo Horizonte: Ecodinâmica.

Borges, S.L.; Eloy, L.; Schmidt, I.B.; Barradas, A.C.S. & Santos, I.A.D. (2016). Fire Management in Veredas (Palm Swamps): New perspectives on traditional farming systems in Jalapão, Brazil. *Ambiente & Sociedade*, 19(3): 1-26. doi: [10.1590/1809-4422ASOC20150020R1V1932016](https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC20150020R1V1932016)

Branco, J.J.R. (1961). Roteiro geológico de Belo Horizonte-Brasília. In: Roteiro para excursão Belo Horizonte-Brasília (Publicação 15). Belo Horizonte: Instituto de Pesquisas Radioativas da UFMG.

Brandão, M., Carvalho, P.G.S. & Baruiqui, F.M. (1991). Veredas: uma abordagem integrada. *Daphne*, 1(3): 5-8.

Brasil (Presidência da República). (2011). Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 2011. Fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do caput e do parágrafo único do art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora; e altera a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. [Internet]. *Diário Oficial da União*. 2011 dezembro 09 [citado em 2023 fev. 03]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/lcp/lcp140.htm

Brasil (Presidência da República). (2012a). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 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. [Internet]. *Diário Oficial da União*. 2012 maio 28 [citado em 2023 fev. 03]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm

Brasil (Presidência da República). (2012b). Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. [Internet]. *Diário Oficial da União*. 2012 outubro 18 [citado em 2023 fev. 04]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12727.htm

Brasil. (2016). Plano Nacional de Adaptação à Mudança do Clima: estratégia geral. Vol. 1. Brasília: MMA. 44 p.

Bressan, P.M.; Kierulff, M.C.M.; Sugieda, A.M. (2009) Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo: vertebrados. São Paulo: Fundação Parque Zoológico. 645 p.

Carvalho, P.G.S. (1991). As Veredas e sua importância no domínio dos cerrados. Informe Agropecuário, 15(168): 47-54.

Carvalho, A.C.A. (2015). Análise Ambiental de um Subsistema de Vereda em Unidades de Conservação: Reserva Ecológica do IBGE - RECOR e Estação Ecológica de Águas Emendadas - ESECAE/DF [Dissertação – Mestrado em Geografia]. Brasília: Universidade de Brasília; 123 p.

Cassino, R.F., Martinho, C.T. & Silva-Caminha, S.A.F. (2018). A Late Quaternary palynological record of a palm swamp in the Cerrado of central Brazil interpreted using modern analog data. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 490: 1–16. doi: 10.1016/j.palaeo.2017.08.036

Castro, J.P.C. (1980). As Veredas e sua proteção jurídica. Fundação João Pinheiro: Análise e conjuntura, 10(5-6): 321-333.

Ceará (Estado). Governo do Estado do Ceará. (1996). Decreto N° 24.221, de 12 de setembro de 1996. 1996 setembro 17 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=276828#:~:text=O%20Governador%20do%20Estado%20do,o%20disposto%20na%20Lei%20n.>

Colli, G.R.; Bastos, R.P. & Araujo, A.F. (2002). The Character and Dynamics of the Cerrado Herpetofauna. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (eds). The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. New York: Columbia University Press. p. 223-241.

Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 04, de 18 de setembro de 1985. Dispõe sobre definições e conceitos sobre Reservas Ecológicas. Diário Oficial da União, 20 janeiro 1986. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=21. Acesso em: 03 de fevereiro 2023.

Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 303, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Diário Oficial da União, 13 maio 2002. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=299. Acesso em: 03 de fevereiro 2023.

Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 369, de 28 de março de 2006. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente-APP. Diário Oficial da União, 29 março 2006. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=480. Acesso em: 04 de fevereiro 2023.

Cristo, S.S.V. (2013). Abordagem Geográfica e Análise do Patrimônio Geomorfológico em Unidades de Conservação da Natureza: Aplicação na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e área de entorno - Estados do Tocantins e Bahia. [Tese – Doutorado em Geografia]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 245 p.

Dos Santos, M.M.; Ávila, R.W. & Kawashita-Ribeiro, R.A. (2011). Checklist of the amphibians and reptiles in Nobres municipality, Mato Grosso state, central Brazil. Herpetology Notes, 4: 455-461.

Dagosta, F.C.P. & Pinna, M. (2021). Two new catfish species of typically Amazonian lineages in the Upper Rio Paraguay (Aspredinidae: Hoplomyzontinae and Trichomycteridae: Vandelliinae), with a biogeographic discussion. Papéis Avulsos de Zoologia, 61: 1-23. doi: 10.11606/1807-0205/2021.61.47

Distrito Federal (Estado). Governo do Estado do Distrito Federal. (1993). Decreto N° 14.783, de 17 de junho de 1993. Dispõe sobre o tombamento de espécies arbóreo-arbustivas, e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial do Estado do Distrito Federal. 1993 junho 17 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <https://dflegis.df.gov.br/ato.php?tipo=ficha&p=decreto-14783-de-17-de-junho-de-1993>

Federal (Estado). Governo do Estado do Distrito Federal. (1999). Lei Complementar N° 265, de 14 de dezembro de 1999. Dispõe sobre a criação de Parques Ecológicos e de Uso Múltiplo no Distrito Federal. [Internet]. Diário Oficial do Estado do Distrito Federal. 1999 dezembro 23 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <https://dflegis.df.gov.br/ato.php?tipo=ficha&p=lei-complementar-265-de-14-de-dezembro-de-1999>

Distrito Federal (Estado). Governo do Estado do Distrito Federal. (2018). Decreto N° 38.849, de 08 de fevereiro de 2018. Altera o Decreto nº 14.783, de 17 de junho de 1993, que dispõe sobre o tombamento de espécies arbóreo-arbustivas, e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial do Estado do Distrito Federal. 2018 fevereiro 09 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <https://dflegis.df.gov.br/ato.php?tipo=ficha&p=decreto-38849-de-08-de-fevereiro-de-2018>

Durigan, G.; Abreu, C.R.; Pilon, N. A. L.; Ivanauskas, N.M.; Virillo, C.B.; Pivello, V.R. (2020). Invasão por *Pinus* spp.: ecologia, prevenção, controle e restauração. 1a ed. São Paulo: Instituto Florestal. 63p.

Eiten, G. (1993). Vegetação do cerrado. In: Pinto, M.N. (org.). Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. 2. ed. Brasília: UnB. p. 17-73.

Eiten, G. (2001). Vegetação natural do Distrito Federal. Brasília: Sebrae.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. (1976). Levantamento exploratório-reconhecimento de solos da margem esquerda do Rio São Francisco Estado da Bahia. Recife: Embrapa-SNLCS.

Eugênio, C.U.O. (2016). Influência do tempo, espaço, fogo e fertilização na comunidade herbáceo-arbustiva no Cerrado. [Tese – Doutorado em Botânica]. Brasília: Universidade de Brasília. 137 p.

Ferraz-Vicentini, K.R. (1993). Análise Palinológica de uma Vereda em Cromínia-GO. Dissertação – Mestrado em Geografia]. Brasília: Universidade de Brasília, 136 p.

Ferraz-Vicentini, K.R. & Salgado-Labouriau, M.L. (1996). Palynological analysis of a palm swamp in Central Brazil. Journal of South American Earth Sciences, 9(3-4): 207-219. doi: [10.1016/0895-9811\(96\)00007-7](https://doi.org/10.1016/0895-9811(96)00007-7)

Ferreira, I.M. (2003). O afogar das Veredas: uma análise comparativa espacial e temporal das Veredas do Chapadão de Catalão (GO). [Tese – Doutorado em Geografia]. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 242 p.

Ferreira, I.M. (2006). Modelos geomorfológicos das Veredas no ambiente de Cerrado. Espaço Revista Geografia, 7/8(1): 7-16.

Ferreira, I.M. (2007). Aspectos conceituais de Veredas. In: III Simpósio de Ensino, Pesquisa, Extensão e Cultura. Conhecimento, sociedade e cultura. Catalão: [s. n.], 2007.

Ferreira, I.M. (2008). Paisagens do Cerrado: aspectos conceituais sobre Vereda. In: Anais do IX Simpósio Nacional sobre o Cerrado. Brasília: Embrapa Cerrados. p. 1-17.

Fonseca, V.S. & Silva, I.M. (1998). Etnobotânica: base para conservação. Workshop Brasileiro de Etnobotânica, 136 p.

Freyberg, B.V. (1932). Ergebnisse forschungen in Minas Gerais (Brasilien). N. Jb. Min. Geol. Und Palaeont. 329 p.

Fundação Pró-Natureza – FUNATURA. (2003). Plano de Manejo do Parque Nacional Grande Sertão Veredas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 428 p.

GAYA, T.R.L.M. (2014). A floresta inundável do norte de Minas Gerais: identidade florística e estrutura de comunidades arbustivo-arbóreas. [Dissertação – Mestrado em Engenharia Florestal]. Lavras: Universidade Federal de Lavras. 225 p.

Giotto, A. C. (2015). Colonização de *Trembleya parviflora* em áreas úmidas no Distrito Federal, Brasil. [Tese – Doutorado em Botânica]. Brasília: Universidade de Brasília. 107 p.

Goiás (Estado). Governo do Estado de Goiás. (2013). Lei N° 18.104, de 18 de julho de 2013. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, institui a nova Política Florestal do Estado de Goiás e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial do Estado de Goiás. 2013 julho 23 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: https://legisla.casacivil.go.gov.br/pesquisa_legislacao/90203/lei-18104

Gonçalves, R.V.S.; Cardoso, J.C.F.; Oliveira, P.E.; Raymundo, D. & Oliveira, D.C. (2022). The role of topography, climate, soil and the surrounding matrix in the distribution of Veredas wetlands in central Brazil. Wetlands Ecology and Management 30: 1261–1279. doi: [10.1007/s11273-022-09895-z](https://doi.org/10.1007/s11273-022-09895-z)

Guerra, M.D.F.; Souza, M.J.N. & Silva, E.V. (2020). Veredas da Chapada do Araripe: subespaços de exceção no semiárido do estado do Ceará, Brasil. Ateliê Geográfico, Goiânia, 14(2): 51–66. doi: [10.5216/ag.v14i2.62824](https://doi.org/10.5216/ag.v14i2.62824)

Guimarães, A.J.M., Araújo, G.M., Corrêa, G.F. (2002). Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma Vereda em Uberlândia, MG. Acta Botanica Brasílica 16: 317-329. doi: [10.1590/S0102-3306200200030000](https://doi.org/10.1590/S0102-3306200200030000)

Horák-Terra, I. & Terra, F.S. (2020). Solos de Veredas: funções e potencialidades. Boletim Irriga News N° 9. Irriganor: Unai.

Horák-Terra, I.; Terra, F.S.; Lopes, A.K.A.; Dobbss, L.B.; Fontana, A.; Silva, A.C. & Vidal-Torrado, P. (2022a). Soil characterization and drainage effects in a savanna palm swamp (Vereda) of an agricultural area from Central Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 46: e0210065. doi: [10.36783/18069657rbc20210065](https://doi.org/10.36783/18069657rbc20210065)

Horák-Terra, I.; Trindade, R.N.R.; Terra, F.S.; Silva, A.C.; Camargo, P.B. & Vidal-Torrado, P. (2022b). Soil processes and properties related to the genesis and evolution of a Pleistocene savanna palm swamp (Vereda) in central Brazil. *Geoderma*, 410: 115671. doi: [10.1016/j.geoderma.2021.115671](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115671)

Horowitz, C.; Martins, C.R. & Walter, B.M.T. (2013). Flora Exótica no Parque Nacional de Brasília: Levantamento e Classificação das Espécies. Número Temático: Diagnóstico e Controle de Espécies Exóticas Invasoras em Áreas Protegidas. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2009). Manual Técnico de Geomorfologia. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv66620.pdf>>. Acesso em: 27 mar. 2023.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2012). Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2ed. Rio de Janeiro: IBGE. 91 p.

Instituto Florestal (2020). Inventário Florestal do Estado de São Paulo – Mapeamento da cobertura vegetal nativa. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente. Disponível em: <<https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/07/inventarioflorestal2020.pdf>>. Acesso em: 27 mar. 2023.

Joosten, H. (2021). Global guidelines for peatland rewetting and restoration. Technical report, Secretariat of the Convention on Wetlands, Gland, Switzerland.

Junk, W.J. Piedade, M.T.F.; Lourival, R.; Wittmann, F.; Kandus, P.; Lacerda, L.D.; Bozelli, R.L.; Esteves, F.A.; Nunes da Cunha, C.; Maltchik, L.; Schoengart, J.; Schaeffer-Novelli, Y.; Agostinho, A.A. & Nóbrega, R.L.B. (2014). Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. In: Nunes da Cunha, C.; Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (orgs.). Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de Seus Macrohabitats. Cuiabá: EdUFMT. p. 13-82.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Nunes da Cunha, C.; Gonçalves, S.R.A.; Wantzen, K.M. & Wittmann, F. (2022). Riparian wetlands of low-order streams in Brazil: extent, hydrology, vegetation cover, interactions with streams and uplands, and threats. *Hydrobiologia*, 1:1-22. doi: [10.1007/s10750-022-05056-8](https://doi.org/10.1007/s10750-022-05056-8)

Laabs, V.; Amelung, W.; Pinto, A.A.; Wantzen, K.M.; da Silva, C.J. & Zech, W. (2002). Pesticides in Surface Water, Sediment, and Rainfall of the Northeastern Pantanal Basin, Brazil. *Journal of Environmental Quality*, 31(5): 1636-1648. doi: [10.2134/jeq2002.1636](https://doi.org/10.2134/jeq2002.1636)

Ledru, M.P., Braga, P.I.S., Soubiès, F., Fournier, M., Martin, L., Suguio, K. & Turcq, B. (1996). The last 50,000 years in the Neotropics (Southern Brazil): evolution of vegetation and climate. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 123:239–257. doi: [10.1016/0031-0182\(96\)00105-8](https://doi.org/10.1016/0031-0182(96)00105-8)

Lima, S.C. & Queiroz Neto, J.P. (1996). As veredas e a evolução do relevo. *Sociedade & Natureza*, 15: 481- 488.

Lorente, F.L., Meyer, K.E.B. & Horn, A.H. (2010). Análise Palinológica da Vereda da Fazenda Urbano, Município de Buritizeiro, Minas Gerais, Brasil. *Revista Geonomos*, 18(2): 57-72. doi: [10.18285/geonomos.v18i2.73](https://doi.org/10.18285/geonomos.v18i2.73)

Maillard, P.; Pereira, D.B. & Souza, C.G. (2009). Incêndios Florestais em Veredas: Conceitos e Estudo de Caso no Peruçu. *Revista Brasileira de Cartografia*, 61(4): 321-330.

Maranhão (Estado). Governo do Estado do Maranhão. (1992). Lei Nº 5.405, de 05 de abril de 1992. Institui o Código de Proteção de Meio Ambiente e dispõe sobre o Sistema Estadual de Meio Ambiente e o uso adequado dos recursos naturais do Estado do Maranhão. [Internet]. Diário Oficial do Estado do Maranhão. 1992 abril [citado em 2023 fev. 13]. Disponível em: <https://legislacao.sema.ma.gov.br/arquivos/1550005020.pdf>

Martins, R.A.; Laranja, R.E.P.; Santos, E.V.; Ferreira, I.M. & Lima, J.D. (2017). O (des) caminho das águas: alteração no subsistema de Vereda provocado por reservatório destinado ao abastecimento de pivô central. *Caminhos da Geografia*, 18: 83-102.

Mato Grosso (Estado). Governo do Estado do Mato Grosso. (2010). Lei Complementar nº 412, de 13 de dezembro de 2010. Dispõe sobre alterações na Lei Complementar nº 38, de 21 de novembro de 1995, na Lei Complementar nº 232, de 21 de dezembro de 2005, Lei Complementar nº 233, de 21 de dezembro de 2005, a Lei Complementar nº 343, de 24 de dezembro de 2008 e dá outras providências. 2010 dezembro 13 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <https://www.al.mt.gov.br/norma-juridica/urn:lex:br:mato.grosso:estadual:lei.complementar:2010-12-13;412>

Mato Grosso (Estado). Governo do Estado do Mato Grosso. (2018). Decreto nº 1.491 de 15 de maio de 2018. Regulamenta a Lei Complementar nº 592, de 26 de maio de 2017, no tocante as formas de regularização ambiental nos imóveis rurais e altera dispositivos do Decreto nº 1031 de 02 de Junho de 2017. 2018 maio 15 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <https://www.al.mt.gov.br/norma-juridica/urn:lex:br:mato.grosso:estadual:lei.complementar:2010-12-13;412>

Meirelles, M.L.; Guimarães, A.J.M.; de Oliveira, R.C.; Araújo, G.M. & Ribeiro, J.F. (2004). Impactos sobre o estrato herbáceo de Áreas Úmidas do Cerrado. In: Aguiar, L.M.S. & Camargo, A.J.A. (Ed.). Cerrado: ecologia e caracterização. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados. p. 41-68.

Melo, D.R. (1992). As Veredas nos planaltos do Noroeste Mineiro: caracterizações pedológicas e os aspectos morfológicos e evolutivos. [Dissertação – Mestrado em Geografia]. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 219 p.

Melo, D.R. (2008). Evolução das Veredas sob impactos ambientais nos geossistemas Planaltos de Buritizeiros/MG. [Tese – Doutorado em Geografia]. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 341 p.

Minas Gerais (Estado). Governo do Estado de Minas Gerais. (1989). Constituição do Estado de Minas Gerais 1989. 2021 julho [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <https://www.almg.gov.br/export/sites/default/consulte/legislacao/Downloads/pdfs/ConstituicaoEstadual.pdf>

Minas Gerais (Estado). Governo do Estado de Minas Gerais. (2013). Lei nº 20.922, de 16 de outubro de 2013. Dispõe sobre as políticas florestal e de proteção à biodiversidade no Estado. 2013 outubro 17 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=30375>

Moreira, S.N. (2015). Flora, distribuição e estrutura da vegetação das áreas úmidas de uma região savânica brasileira: implicações para a conservação da biodiversidade. [Tese – Doutorado em Biologia Vegetal]. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 131 p.

Munhoz, C.B.R. & Ribeiro, J.F. (2008). Veredas. In: Fonseca, F.O. (Org). Água emendadas/Distrito Federal. Brasília: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. p. 156-162.

Munhoz, C.B.R.; Eugênio, C.U.O. & Oliveira, R.C. (2011). Vereda: Guia de Campo. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado. 224p.

Neves, W.V. (2011). Avaliação da vazão em bacias hidrográficas com Veredas, em diferentes estádios de conservação, na APA do rio Pandeiros – MG. [Dissertação – Mestrado em Ciências Agrárias]. Montes Claros: Universidade Federal de Minas Gerais, 58 p.

Oliveira, G.C., Araújo, G.M. & Barbosa, A.A.A. (2009). Florística e zonação de espécies vegetais em Veredas no Triângulo Mineiro, Brasil. Rodriguésia, 60(4): 1077-1085. doi: [10.1590/2175-7860200960417](https://doi.org/10.1590/2175-7860200960417)

Piauí (Estado). Governo do Estado do Piauí. (1983). Lei Nº 3.888, de 26 de setembro de 1983. Proíbe a derrubada de palmáceas e árvores, que especifica, e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial do Estado do Piauí. 1983 setembro 26 [citado em 2023 fev. 13]. Disponível em: <https://www.leisdopiaui.com/single-post/2017/02/26/lei-38>

Pilon, N.A.L.; Cava, M.G.B.; Nalon, MA.; Zimback, L. & Durigan, G. (2017). Riqueza, relevância e estratégias para a conservação de fisionomias campestres do Cerrado no Horto Florestal de Botucatu, SP, Brasil. Revista do Instituto Florestal, 29: 19-37. doi: [10.24278/2178-5031.201729102](https://doi.org/10.24278/2178-5031.201729102)

Pinese, O.P.; Pinese, J.F. & Del Claro, K. (2015). Estrutura e biodiversidade de comunidades zooplanctônicas em habitats de água doce de uma Região de Vereda, Minas Gerais, Brasil. Acta Limnologica Brasiliensia, 27(3): 275–288. doi: [10.1590/S2179-975X0415](https://doi.org/10.1590/S2179-975X0415)

Pivello, V.R. (2008). Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. Ecologia Info n. 33.

Queiroz, M.L. (2015). Nascentes, Veredas e áreas úmidas: revisão conceitual e metodologia de caracterização e determinação, estudo de caso na Estação Ecológica de Águas Emendadas - Distrito Federal. [Dissertação – Mestrado em Hidrogeologia]. Brasília: Universidade de Brasília, 161 p.

Ramos, M.V.V. (2000). Veredas do Triângulo Mineiro: Solos, água e uso. [Dissertação – Mestrado em Agronomia]. Lavras: Universidade Federal de Lavras. 127 p.

Ramos, M.V.V. (2004). Caracterização dos solos, da estrutura fitossociológica, e do estado nutricional da vegetação em Veredas de diferentes superfícies geomorfológicas do triângulo mineiro. [Tese – Doutorado em Ecologia]. Brasília: Universidade de Brasília. 200 p.

Ramos, M.V.V., Curi, N., Motta, P.E.F., Vitorino, A.C.T., Ferreira, M.M. & Silva, M.L.N. (2006). Veredas do triângulo mineiro: solos, água e uso. *Ciência e Agrotecnologia*, 30(2): 283-293. doi: [10.1590/S1413-70542006000200014](https://doi.org/10.1590/S1413-70542006000200014)

Ramos, M.V.V., Haridasan, M. & Araújo, G.M. (2014). Caracterização dos Solos e da Estrutura Fitossociológica da Vegetação de Veredas da Chapada no Triângulo Mineiro. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 3(2): 180- 210. doi: [10.21664/2238-8869.2014v3i2.p180-210](https://doi.org/10.21664/2238-8869.2014v3i2.p180-210)

Reid, J.W. (1984). Semiterrestrial meiofauna inhabiting a wet campo in Central Brasil, with special reference to the Copepoda (Crustacea). *Hydrobiologia*, 118: 95-111.

Resende, I.L.M.; Chaves, L.J. & Rizzo, J.A. (2013). Floristic and phytosociological analysis of palm swamps in the central part of the Brazilian savana. *Acta Botanica Brasilica*, 27(1): 205-225. doi: [10.1590/S0102-3306201300010](https://doi.org/10.1590/S0102-3306201300010)

Reyna, S.S.V. (2018). Aspectos Ecológicos da Ictiofauna de Riachos de um Sistema de Veredas. [Dissertação – Mestrado em Ecologia Aplicada]. Lavras: Universidade Federal de Lavras. 99 p.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. (2008). Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (eds.). *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília: Embrapa. p. 153-212.

Ribeiro, M.S.L., Barberi, M. & Rubin, J.C.R. (2003). Reconstrução da Composição Florística no Decorrer dos Últimos 32.000 Anos AP em Áreas de Cerrados da Bacia Hidrográfica do Rio Meia Ponte, Goiás, Brasil. In: IX Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário. Disponível em: <http://www.abequa.org.br/trabalhos/paleo_148.pdf>. Acesso em: 12 fev. 2023.

Ricaurte, L.F.; Wantzen, K.M.; Agudelo, E.; Betancourt, B. & Jokela, J. (2014). Participatory rural appraisal of ecosystem services of wetlands in the Amazonian Piedmont of Colombia: elements for a sustainable management concept. *Wetlands Ecology and Management*, 22: 343-361. doi: [10.1007/s11273-013-9333-3](https://doi.org/10.1007/s11273-013-9333-3)

Rondônia (Estado). Governo do Estado de Rondônia. (2008). Lei Ordinária nº 1.861, de 10 de janeiro de 2008. Dispõe, define e disciplina a piscicultura no estado de Rondônia, e dá outras providências. 2008 janeiro 11 [citado em 2023 fev. 13]. Disponível em: https://sapl.al.ro.leg.br/media/sapl/public/normajuridica/2008/3887/3887_texto_integral.pdf

Rosolen, V., Oliveira, D.A. & Bueno, G.T. (2015). Vereda and Murundu wetlands and changes in Brazilian environmental laws: challenges to conservation. *Wetlands Ecology Management*, 23(2): 285-292. doi: [10.1007/s11273-014-9380-4](https://doi.org/10.1007/s11273-014-9380-4)

Ross, J.L.S. & Moroz, I.C. (2011). Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo. *Revista do Departamento de Geografia*, 10: 41-58. doi: [10.7154/RDG.1996.0010.0004](https://doi.org/10.7154/RDG.1996.0010.0004)

Rossi, M. (2017). Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. Vol. 1. São Paulo: Instituto Florestal, 118 p.

Rydin, H.; Jeglum, J.K. & Bennet, K.D. (2013). *The biology of peatlands*. Oxford University Press, Oxford.

Salgado-Labouriau, M.L., Casseti, V., Ferraz-Vicentini, K.R., Martin, L., Soubiés, F., Suguio, K., Turcq, B. (1997). Late Quaternary vegetational and climatic changes in cerrado and palm swamp from Central Brazil. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, 128: 215-226. doi: [10.1016/S0031-0182\(96\)00018-1](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(96)00018-1)

Sampaio, A.B.; Vieira, D.L.M.; Cordeiro, A.O.O.; Aquino, F.G.; Sousa, A.P.; Albuquerque, L.B.; Schmidt, I.B.; Ribeiro, J.F.; Pellizaro, K.F.; Sousa, F.S.; Moreira, A.G.; Santos, A.B.P.; Rezende, G.M.; Silva, R.R.P.; Alves, M.; Motta, C.P.; Oliveira, M.C.; Cortes, C.A. & Ogata, R. (2015). Guia de restauração do Cerrado: semeadura direta. Vol. 1. Brasília: Universidade de Brasília, Rede de Sementes do Cerrado. 40 p.

Santos, A.B.S., Moraes, I.L., Peralta, D. F. & Nascimento, A.R.T. (2021). Veredas: uma importante fitofisionomia do Cerrado para briófitas. *Research, Society and Development*, 10(11): 1-14. doi: [10.33448/rsd-v10i11.19474](https://doi.org/10.33448/rsd-v10i11.19474)

Santos, E.V. (2010). O caminho das águas: análise da modelagem geomorfológica do subsistema de Vereda no município de Goiandira (GO). [Dissertação – Mestrado em Geografia]. Catalão: Universidade Federal de Goiás. 146 p.

Santos, E.V. (2020). Evolução e classificação de Veredas em diferentes bacias hidrográficas do Planalto Central brasileiro. [Tese – Doutorado em Geografia]. Jataí: Universidade Federal de Jataí. 384 p.

São Paulo (Estado). Governo do Estado de São Paulo. (2015). Lei nº 15.684, de 14 de janeiro de 2015. Dispõe em caráter específico e suplementar, nos termos dos artigos 23, III, VI e VII e 24, VI e parágrafos da Constituição Federal e nos termos dos artigos 191, 193, XVI, 194, parágrafo único, 197, 205, III, 209, 213, da Constituição do Estado de São Paulo, sobre o Programa de Regularização Ambiental - PRA das propriedades e imóveis rurais, criado pela Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012 e sobre a aplicação da Lei Complementar Federal nº 140, de 8 de dezembro de 2011, no âmbito do Estado de São Paulo. 2015 janeiro 29 [citado em 2023 fev. 13]. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2015/lei-15684-14.01.2015.html>

São Paulo (Estado). Governo do Estado de São Paulo. (2015). Lei nº 15.684, de 14 de janeiro de 2015. Dispõe em caráter específico e suplementar, nos termos dos artigos 23, III, VI e VII e 24, VI e parágrafos da Constituição Federal e nos termos dos artigos 191, 193, XVI, 194, parágrafo único, 197, 205, III, 209, 213, da Constituição do Estado de São Paulo, sobre o Programa de Regularização Ambiental - PRA das propriedades e imóveis rurais, criado pela Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012 e sobre a aplicação da Lei Complementar Federal nº 140, de 8 de dezembro de 2011, no âmbito do Estado de São Paulo. 2015 janeiro 29 [citado em 2023 fev. 13]. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2015/lei-15684-14.01.2015.html>

Serpa, R.L.P.; Morais, I.L.; Santos, A.B.S.; Costa, R. & Nascimento, A.R.T. (2022). Biometria de infrutescências, frutos e sementes de *Mauritia flexuosa* L.f. (Arecaceae) em Veredas do sul goiano. Research, Society and Development, 11(8): 1-17. doi: 10.33448/rsd-v11i8.31458

Silva, L.S.; Ferraz, L.L.; Sousa, L.F.; Santos, C.A.S. & Rocha, F.A. (2022). Trend in hydrological series and land use changes in a tropical basin at Northeast Brazil. Revista Brasileira de Ciências Ambientais 57(1): 137–147. doi: 10.5327/Z2176-94781097

Silva, M.P., Santana, N.C., Guedes S.R.A. & Laranja, R.E.P. (2016). Levantamento fitossociológico em ambiente de vereda na APP ribeirões do Gama e Cabeça de Veado, Brasília-DF. Revista Eletrônica Geoaraguaia, 6(1): 84-98.

Silva-Júnior, M.C. & Felfili, J.M. (1996). A vegetação da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Brasília: Instituto de Ecologia e Meio Ambiente do Distrito Federal.

Sousa, N.L. & Lombardi, J. A. (2016). Flora vascular de uma área de campo úmido em Analândia, estado de São Paulo. Rodriguésia, 67(3): 539-552. doi: 10.1590/2175-7860201667301

Sousa, D.L.H.; Leonel, B.F.; Landgraf-Filho, P. (2019). Distribuição Espacial e Temporal de Anuros em Vereda em Mato Grosso do Sul, Brasil. Oecologia Australis, 23(4):1070-1082. doi: 10.4257/oeco.2019.2304.27

Strüssmann, C.; Prado, C.P.A.; Ferreira, V.L. & Kawashita-Ribeiro, R.A. (2011). Diversity, ecology, management and conservation of amphibians and reptiles of the Brazilian Pantanal: a review. In: Junk, W.J.; Da Silva, C. J.; Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds). The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. , Sofia: Pensoft. p. 497-521.

Tannus, J.L.S. & Assis, M.A. (2004). Composição de espécies vasculares de campo sujo e campo úmido em área de Cerrado, Itirapina, SP, Brasil. Revista Brasileira de Botânica, 27: 498-506.

Tocantins (Estado). Governo do Estado do Tocantins. (2008). Lei Nº 1.939, de 24 de junho de 2008. Dispõe sobre os casos excepcionais de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente - APP, e adota outras providências. [Internet]. Diário Oficial do Estado do Tocantins. 2008 [citado em 2023 fev. 12]. Disponível em: <https://central3.to.gov.br/arquivo/345115/>

Trindade, R.N.R. (2020). Reconstituição paleoambiental do norte de Minas Gerais através da Vereda Pau Grande, Parque Nacional Grande Sertão Veredas – MG. [Dissertação – Mestrado em Produção Vegetal]. Diamantina: Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, 155 p.

Tubelis, D.P. (2009). Veredas and their use by birds in the Cerrado, South America: a review. Biota Neotropica, 9(3): 363–74. doi: 10.1590/S1676-06032009000300031

Turetsky, M.R.; Benscoter, B.; Page, S.; Rein, G.; van der Werf, G.R. & Watts, A. (2015). Global vulnerability of peatlands to fire and carbon loss. Nature Geoscience 8: 11–14. doi: 10.1038/ngeo2325

Wantzen, K.M.; Sá, M.F.P.; Siqueira, A. & Nunes da Cunha, C. (2006). Stream-valley systems of the Brazilian Cerrado: impact assessment and conservation scheme. Aquatic Conservation, 16:713-732. doi: 10.1002/aqc.807

Wantzen, K. M., Nunes da Cunha, C. & Siqueira, A. (2011a). Cerrado stream valleys and their vegetation: Structure, impacts by erosion and recuperation strategies. In: Junk, W.J.; Da Silva, C.J.; Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds). The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Sofia: Pensoft Publishers. p. 143-165.

Wantzen, K.M.; Callil, C. & Butakka, C.M.M. (2011b). Benthic invertebrates of the Pantanal and its tributaries. In: Junk, W.J.; Da Silva, C.J.; Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds). The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Sofia: Pensoft Publishers. p. 393-430.

Wantzen, K.M.; Couto, E.G.; Mund, E.E.; Amorim, R.S.S.; Siqueira, A.; Tielborger, K. & Seifan, M. (2012). Soil carbon stocks in stream-valley-ecosystems in the Brazilian Cerrado agroscape. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 151: 70-79. doi: 10.1016/j.agee.2012.01.030

Wantzen, K.M. & Mol, J.H. (2013). Soil Erosion from Agriculture and Mining: A Threat to Tropical Stream Ecosystems. *Agriculture*, 3(4): 660-683. doi: [10.3390/agriculture3040660](https://doi.org/10.3390/agriculture3040660)

Wantzen, K.M.; Beer, F.; Jungkunst, H.F. & Glatzel, S. (2021). Carbon Dynamics in Wetlands. In: Tockner, K. & Mehner, T. (eds). *Encyclopedia of Inland Waters*. 2nd ed. Amsterdam: Elsevier. p. 169-181. doi: [10.1016/B978-0-12-819166-8.00051-7](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00051-7)

CAPÍTULO 19

CAMPOS DE MURUNDUS: DISTRIBUIÇÃO, HIDROLOGIA, BIODIVERSIDADE E AMEAÇAS

Suelma Ribeiro Silva¹, Jepherson Correia Sales², Lucas Moreira Furlan³,
Vânia Rosolen³ e César Augusto Moreira⁵

¹ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Restauração Ecológica - CBC. PNB, 70635-800. Brasília-DF. Brasil.

¹ Universidade de Brasília – UnB, Núcleo de Estudos Amazônicos-NEAz, Centro de Estudos Avançados Multidisciplinares - CEAM, Pavilhão Multiuso I, Bloco A, sala AT 41/7 Brasília-DF. Brasil.

² Universidade Federal de Rondonópolis – UFR. Av. dos Estudantes, 5055 - Cidade Universitária, 78736-900, Rondonópolis-MT. Brasil.

^{3,4,5} Universidade Estadual Paulista – Unesp, Departamento de Geologia. Avenida 24A, Bela Vista, 13.506-900, Rio Claro-SP. Brasil.

RESUMO

Os campos de murundus são ecossistemas úmidos de áreas abertas distribuídos em diversos biomas no Brasil. Esse trabalho tem como objetivo sintetizar o conhecimento sobre a gênese, a distribuição geográfica, a hidrologia e a biodiversidade desses ecossistemas. Adicionalmente, a identificação dos principais impactos antrópicos e aspectos da legislação também são discutidos. A estrutura, composição e distribuição de espécies dos campos de murundus são reguladas pela dinâmica hidrológica, a qual é influenciada pela frequência e duração das cheias e pela profundidade e variação da lâmina d'água. Os resultados mostram ainda que o desmatamento, as práticas agrícolas insustentáveis, espécies exóticas invasoras e o adensamento por arbustos estão entre as principais ameaças a esses ecossistemas. Os estudos sobre mapeamento dos campos de murundus indicam que o sensoriamento remoto orbital e aéreo são os melhores métodos para monitorar e analisar a estrutura do relevo e a composição de biomassa dos campos de murundus. Entretanto, o mapeamento ainda é uma tarefa difícil devido à escassez de pesquisa aplicada à identificação e inventário dos campos de murundus. Uma análise da legislação vigente mostra que esses ecossistemas estão desprotegidos, exigindo a adoção urgente de instrumentos legais específicos e o fortalecimento da fiscalização pelos órgãos ambientais. O investimento na divulgação da situação atual dos campos de murundus e sua relação com a produção de água nos territórios é uma ação necessária para garantirmos a manutenção dessas áreas úmidas do Cerrado.

Palavras-chave: Savana, pequenas áreas úmidas, mapeamento, flora, Ramsar.

ABSTRACT

Murundus fields: Distribution, hydrology, biodiversity and threats—Murundus fields are humid ecosystems of open areas distributed in several biomes in Brazil. This work aims to synthesize knowledge about the genesis, geographic distribution, hydrology and biodiversity of these ecosystems. Additionally, the identification of the main anthropic impacts and aspects of legislation are also discussed. The structure, composition and species distribution of murundus fields is regulated by hydrological dynamics, which is influenced by the

frequency and duration of floods and by the depth and variation of the water depth. The results also show that deforestation, unsustainable agricultural practices, invasive exotic species and encroachment are among the main threats to these ecosystems. Studies on mapping murundus fields indicate that orbital and aerial remote sensing are the best methods to monitor and analyze the relief structure and biomass composition of murundus fields. However, mapping is still a difficult task due to the scarcity of research applied to the identification and inventory of murundus fields. An analysis of current legislation shows that these ecosystems are unprotected, requiring the urgent adoption of specific legal instruments and the strengthening of inspection by environmental agencies. Investment in disclosing the current situation of murundu fields and their relationship with water production in the territories are some of the necessary actions to guarantee the maintenance of these humid areas of the Cerrado.

Keywords: Savanna, small wetlands, mapping, flora, Ramsar.

INTRODUÇÃO

Campos de murundus são ecossistemas úmidos de áreas abertas distribuídos em diversos biomas no Brasil (Barbosa *et al.*, 2005; Eiten, 1972; Marimon *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2017). São facilmente reconhecidos pela presença de vários montes de terra ou elevações hemisféricas, com base arredondada ou oval variando entre 0,3-20 m de diâmetro e 0,2-2 m de altura (Oliveira-Filho, 1992) (Araújo Neto *et al.*, 1986; Oliveira-Filho, 1992a).

Os montes de terra recebem várias designações, sendo o termo “murundu”, proveniente do dialeto quimbundo, uma referência à montanha ou monte; montículo; montão (Mendonça, 2012). O termo “murundu” é utilizado para descrever os montes de terra presentes nos biomas Pantanal (Oliveira Filho *et al.*, 1992b), Cerrado (Araújo Neto *et al.*, 1986) e Amazônia (Silva *et al.*, 2017). Outras denominações regionais menos comuns também são registradas, como “covoal”, “monchão” e “cocuruto” (Oliveira Filho *et al.*, 1990; Schneider & Silva *et al.*, 1991).

As microformas de relevo de campos de murundus estão geralmente associadas a depressões hidromórficas, ocorrendo de forma isolada ou conectadas com a rede hidrográfica, em cabeceiras de drenagem na forma de anfiteatros ou ao longo dos cursos d'água (Junk *et al.*, 2013; Sales *et al.*, 2021). São geralmente encontrados na transição entre os solos bem drenados desenvolvidos nas posições elevadas dos planaltos, por exemplo, Latossolos, e solos imperfeitamente drenados na depressão topográfica, como os Plintossolos e Gleissolos (Schneider & Silva *et al.*, 1991). A vegetação predominante sobre os montes é do tipo cerrado sentido restrito. Essa vegetação é semelhante àquela que recobre o solo bem drenado nas encostas mais elevadas próximas aos campos de murundus (Silva *et al.*, 2010). Nas áreas deprimidas, sujeitas a alagamentos sazonais durante a estação chuvosa, a vegetação predominante é hidrófila e composta principalmente por espécies herbáceas.

A relevância espacial das áreas úmidas de campo de murundus, associada às características similares de vegetação e solo desses ambientes em comparação com áreas de planalto adjacentes (Silva *et al.*, 2010), configuram as condições físicas propícias para a conversão

desses ecossistemas para áreas produtivas, especialmente pelo agronegócio, urbanização e mineração. Esse risco também é agravado pela falta de pesquisa aplicada para a identificação e inventário dos campos de murundus, bem como pela ausência de legislação específica para a conservação dessa categoria de área úmida (Rosolen *et al.*, 2015).

Este capítulo resume o conhecimento sobre a gênese, a distribuição geográfica, a hidrologia e a biodiversidade desses ecossistemas. Discute-se também os impactos antropogênicos e os aspectos da legislação ambiental, além de fornecer recomendações para preencher as lacunas de conhecimento sobre essas áreas úmidas características do bioma Cerrado.

1. HIPÓTESES DE FORMAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA

A origem dos murundus é apoiada em aspectos biológicos e geomorfológicos. Quatro hipóteses principais são consideradas para explicar a possível origem dos murundus no Cerrado e no Pantanal. A primeira está relacionada aos fatores abióticos, especialmente aos processos de dinâmica superficial da água, segundo a qual os murundus seriam formações residuais resultantes de erosão diferencial (Araújo Neto *et al.*, 1986; Furley, 1986; Silva *et al.*, 2010). Outra hipótese referente a fatores abióticos propõe que os montes de terra se originaram a partir da erosão geoquímica, causada pela dissolução de solutos no solo pela água, resultando no colapso da microestrutura do solo nas regiões próximas aos montes de terra (Rosolen *et al.*, 2015).

A terceira hipótese se refere a fatores bióticos, sugerindo que os murundus se formaram através da atividade de sucessivas gerações de colônias de térmitas, em um processo contínuo de construção e degradação dos ninhos (Oliveira-Filho, 1992b). A quarta hipótese apresenta uma interpretação poligênica dos murundus, relacionando fatores bióticos e abióticos. Isso pode ocorrer pela ação conjunta de térmitas e erosão diferencial do solo (Oliveira-Filho & Furley, 1990), ou pela distribuição padronizada de vegetação que se desenvolve em conjunto com a erosão diferencial (Cramer & Barger, 2014; Marimon *et al.*, 2015).

Os campos de murundus ocorrem ao longo de seis bacias hidrográficas do país. Os rios São Francisco, Paraná e Paraguai possuem mais de 90% de suas nascentes na região do Cerrado (Rebouças, 2015). A sua extensão ainda não foi completamente avaliada por meio de um mapeamento sistemático. Porém, são facilmente reconhecidos na paisagem, podendo ser identificados por imagens de satélites (Google Earth, 2023). São registrados numa altitude que varia de 450 a 1000m, nos topos das chapadas e planaltos do bioma. Os campos de murundus de planícies, associados às áreas de inundações nas grandes bacias hidrográficas como a do Araguaia, Paraná e Amazônia, estão situados entre 90 e 250m de altitude.

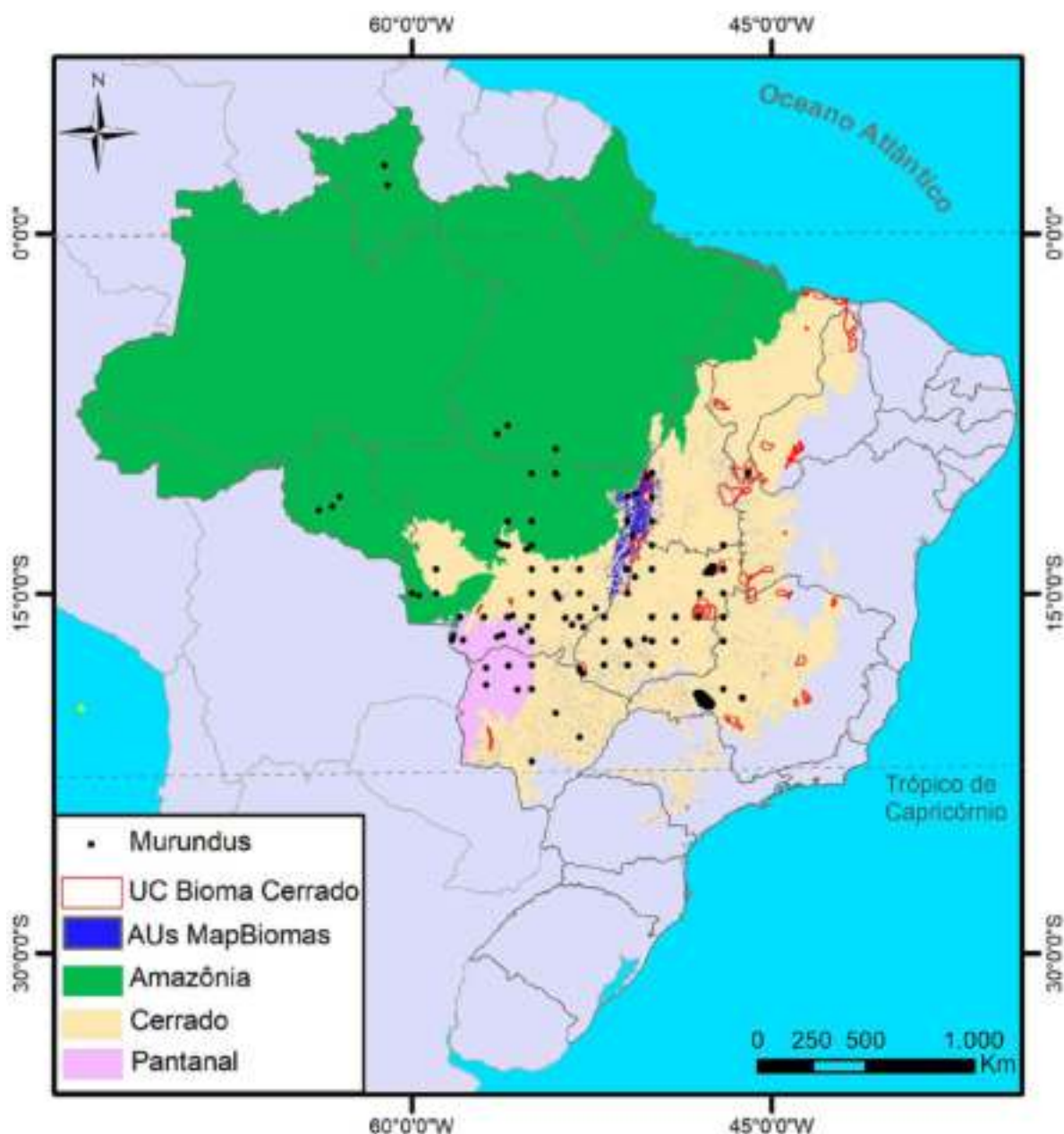


Figura 1. Distribuição dos campos de murundus no Brasil evidenciados por meio de imagens de satélite (Google Earth, 2023).

2. HIDROLOGIA, SOLO E GEOMORFOLOGIA

A hidrologia determina a presença e a manutenção de diferentes tipos e processos de áreas úmidas (Mitsch & Gosselink, 2000). A inundação dos campos de murundus é realizada pela água da chuva retida nas depressões topográficas que, ligadas ao nível freático raso, produzem encharcamento. Estas áreas funcionam como zonas de recarga ou descarga de águas subterrâneas (Furlan *et al.*, 2021) (Figura 2).



Figura 2. Campo de murundus durante a estação seca e estação chuvosa no município de Uberaba - MG (-19.4709; -47.8095) (Foto: Guilherme T. Bueno).

O regime hídrico e a flutuação do nível de inundação estão ligados à sazonalidade climática com precipitação concentrada nos meses entre outubro-março e à estiagem nos meses de abril-setembro. A estrutura dos campos de murundus é regulada pela dinâmica hidrológica expressa pela frequência e duração das cheias (período hidrológico) e pela profundidade e variação (padrão hidrológico). Existem relações estreitas entre a hidrologia das encostas e a distribuição das propriedades do solo nos campos de murundu. No centro da depressão topográfica onde a inundação é mais persistente, bem como no corredor deprimido adjacente às microtopografias (montes), os perfis do solo apresentam características hídricas exibindo dominância de matrizes indicativas de processos redutores do ferro (baixo croma, < 2) relacionadas com o excesso de água no solo (Vepraskas & Lindbo, 2012; Rosolen *et al.*, 2019). A dinâmica do nível freático através do fluxo lateral preferencial da água desde o segmento superior (no contato com a superfície aplanada do planalto) até o inferior da encosta desempenha um papel importante na morfologia do solo e no desenvolvimento da erosão hídrica e química (Freer *et al.*, 2002). Sob condições de solo saturado, a condu-

tividade hidráulica é baixa e a densidade aparente alta do solo e ambas contribuem com o abaixamento da superfície topográfica e o aumento da área sob influência da hidromorfia (Furlan *et al.*, 2021). A sazonalidade que contrasta condições secas e úmidas impulsiona a perda de pedalidade do solo e a abertura de fendas por onde os fluxos preferenciais de água passam aumentando a dissolução química e causando a subsidência da superfície topográfica (Lucas & Chauvel, 1992; Jarvis *et al.*, 2012; Antonellini *et al.*, 2019).

As áreas deprimidas adjacentes aos montes convergem para a depressão topográfica principal (maior nível e duração do alagamento) formando uma rede hidrológica que relaciona a morfologia do terreno, os níveis de hidromorfia e a ocorrência dos montes. Pesquisas realizadas em diferentes regiões do mundo, tais como América do Norte, África e Brasil, onde os montes de terra fazem parte da paisagem, indicam que a densidade e a forma dessas elevações no campo apresentam grande variabilidade (Cramer *et al.*, 2014; Diaz *et al.*, 2016). Um estudo pioneiro realizado por Sales *et al.* (2021) no Cerrado a oeste do estado de Minas Gerais, utilizando imagens de alta resolução obtidas por veículos aéreos não tripulados (VANT), mostrou uma distribuição ordenada e estruturada dos montes de terra que estão agrupados em compartimentos que por sua vez encontram-se dispostos concêntricamente desde a borda até o centro da área deprimida. Na zona mais central da depressão, em condições de encharcamento acentuado, os montes estão ausentes. Os dados quantitativos indicaram que a mediana do perímetro dos montes foi de 39,5 m, a mediana da altura de 1,3 m, e os montes de terra de maior volume têm topos com alturas semelhantes, enquanto a altura dos montes de terra de menor volume diminui concomitantemente à diminuição dos seus volumes, numa estreita concordância entre a elevação dos topos dos montes de terra de maior volume com a superfície do planalto circundante.

Em campos de murundus com inundações sazonais, o grau de umidade tem uma estreita sinergia com os processos pedogenéticos, a evolução da paisagem e a hidrologia no espaço e no tempo por meio de uma íntima associação entre a arquitetura do solo e suas propriedades hidráulicas (Beven, 2015). Os ciclos úmidos e secos perturbam os agregados do solo, sobrepõem horizontes com estruturas desenvolvidas em domínio saturado e não saturado e controlam a rede de poros configurando um processo ativo ao longo do tempo que determina o desenvolvimento dos campos de murundus, um tipo característico de área úmida do Cerrado. O fluxo vertical da água armazenada ocorre exclusivamente no centro da depressão topográfica, caracterizando uma zona de recarga de aquífero onde os montes não estão presentes (Furlan *et al.*, 2021). Como a depressão topográfica alaga durante a estação chuvosa e seca durante a estiagem, a zona de alagamento (bordas) expande e contrai, abrindo fissuras nas camadas do solo onde os fluxos preferenciais passam. Formam ainda nós de ligação no continuum da encosta, produzindo uma densa rede de canais altamente ramificados no subsolo do solo, semelhante à estrutura dendrítica fluvial na superfície (Freer *et al.*, 2002; Lin, 2010).

3. BIODIVERSIDADE

3.2 Estrutura, composição florística e riqueza de espécies

Os murundus são revestidos predominantemente por vegetação savana arbórea-arbustiva (Araújo Neto *et al.*, 1986; Furley, 1986; Ponce & Cunha, 1993; Oliveira - Filho, 1992a, 1992b; Eiten, 2001; Resende *et al.*, 2004; Ribeiro & Walter, 2008; Marimon *et al.*, 2012; Pinto *et al.*, 2014). Os primeiros inventários feitos na década de setenta registram espécies arbóreas e arbustivas típicas do Cerrado sentido restrito (Furley & Ratter, 1988; Oliveira-Filho & Furley, 1990; Ribeiro & Walter, 2008; Kratka & Ataiades, 2014). Entre as espécies arbóreas mais frequentes podemos citar: *Alibertia edulis*, *Andira cuyabensis* (angelim), *Byrsonima verbascifolia* (murici), *Caryocar brasiliense* (piqui), *Connarus suberosus*, *Copaifera langsdorffii* (pau d'óleo), *Curatella americana*, *Dipteryx alata* (baru), *Eriotheca gracilipes*, *Erytroxylum tortuosum*, *Kielmeyera coriacea* (pau-santo), *Maprounea brasiliensis*, *Qualea grandiflora* (pau-terra), *Q. parviflora* e *Stryphnodendron adstringens* (barbatimão). A composição e distribuição dessas espécies nos murundus refletem os padrões de distribuição e tolerância de cada espécie em função do nível de encharcamento do solo. Por exemplo, *Curatella americana* é dominante nos campos de murundus (Oliveira-Filho, 1992a; Marimon & Lima, 2001) e tende a ocupar a parte mais baixa do murundu (Marimon & Lima, 2001), sendo mais tolerante à saturação hídrica do solo (Oliveira-Filho, 1992a). Já *Connarus suberosus* está associada às áreas mais altas (Marimon *et al.*, 2008), sugerindo restrições a ambientes mais úmidos. Além disso, a parte mais próxima da área alagável caracteriza-se por uma diversidade maior de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas adaptadas ao encharcamento do solo.

No campo limpo, a vegetação que circunda os murundus, predominam as comunidades herbáceas-subarbustivas, adaptadas às condições ambientais de encharcamento sazonal do habitat. No período chuvoso pode ocorrer a elevação do nível do lençol freático, supersaturação e afloramento da água na superfície do solo. Logo, na estação seca ocorre o esvaziamento lento dos corpos d'água. Essa mudança no regime de inundações, com forte oscilação no nível do lençol freático, é um fator que parece determinar a diversidade florística do campo limpo que inunda no período chuvoso. A flora herbácea-subarbustiva dos campos de murundus ainda é pouco conhecida (Marimon *et al.*, 2012). Os inventários feitos na região do Cerrado indicam que é dominada especialmente por representantes das famílias Poaceae, Asteraceae e Cyperaceae, as quais frequentemente habitam os ecossistemas campestres úmidos. Asteraceae está entre as famílias com maior riqueza de espécies, mas com poucos estudos, tendo sido publicado apenas o trabalho de Pereira *et al.* (2019). Estudos desenvolvidos com espécies de Asteraceae, como *Aldama filifolia* (Sch.Bip. ex Baker) E.E.Schill. & Panero, sugerem que seu sistema subterrâneo, que possui capacidade gemífera e raízes tuberosas capazes de armazenar frutanos, está relacionado com a sazonalidade do crescimento (Vilhalva *et al.*, 2011; Bambo *et al.*, 2014). Sabe-se que o carboidrato frutano desempenha um papel fundamental na regulação osmótica,

permitindo a sobrevivência e o desenvolvimento de determinadas espécies em ambientes com pouca disponibilidade de água. Portanto, metabolizar e utilizar o frutano em condições favoráveis pode ser uma vantagem para as plantas de campos de murundus que acumulam esses polissacarídeos e que são adaptadas a sobreviver em condições de seca e umidade (Figueiredo-Ribeiro, 1993).

Exemplos de plantas hidrófilas registradas na camada herbácea nos campos de murundus são as seguintes: *Eleocharis minima* Kunth, *Calyptracarya* sp., *Cyperus haspan* L. *Rynchosphora rugosa*, *R. barbata*, *R. globosa* (Kunth) Roem. & Schult. e *R. brevirostris* Griseb. Essas compreendem as espécies de ciperáceas anfíbias que periodicamente encontram-se submersas, emergentes ou margeiam esses ambientes (Bove *et al.*, 2003; Oliveira *et al.*, 2011). Essas categorias de formas de vida representam diferentes graus de adaptação à vida aquática (Philbrick & Les, 1996). A predominância de formas emergentes, como observado nos campos de murundus do Araguaia (Gil & Oliveira, 2007) pode ser indicadora dessas áreas.

Com relação ao endemismo em alto nível taxonômico, não há família exclusiva, mas 62 espécies registradas em campos de murundus (GBIF, 2022) são consideradas endêmicas do Brasil (Flora e Funga do Brasil, 2023). Quatro espécies (*Aldama filifolia* — Em Perigo, *Axonopus fastigiatus* (Nees ex Trin.) Kuhlman — Vulnerável, *Chresta souzae* H. Rob. (Vulnerável) e *Chaetostoma flavum* Kosch. & A.B. Martins — Vulnerável estão ameaçadas de extinção (MMA, 2022).

3.2 Fauna, estrutura e composição de espécies

Estudo sobre a comunidade de pequenos mamíferos nos campos de murundus (Ribeiro & Marinho-Filho, 2005) indica que *Bolomys lasiurus* (Lund, 1841), *Thalpomys lasiotis* Thomas, 1916 e *Calomys tener* (Winge, 1888) são abundantes nesses ecossistemas. *Bolomys lasiurus* foi a espécie mais abundante na estação chuvosa, ao contrário de *T. lasiotis*, que apresentou maior número de indivíduos durante o período seco. Especula-se que, além da dieta generalista, a sua associação com a vegetação herbácea deve influenciar na alta densidade e ampla distribuição de *B. lasiurus*.

Aguiar e colaboradores (2021) mostram que a diversidade de formigas é determinada pela riqueza de espécies de plantas arbóreas em campos de murundus em uma paisagem dominada por plantação de eucalipto no município de Monte Carmelo, em Minas Gerais. Adicionalmente, a heterogeneidade do habitat nessa região estudada influencia a manutenção da diversidade de formigas, sugerindo que as plantas e o sistema como um todo propiciam micro-habitats que podem ser usados por formigas para nidificação, como recursos alimentares e como locais de fuga de predadores (Philpott & Foster, 2005; Fagundes *et al.*, 2015), favorecendo a coexistência de maior número de espécies e de indivíduos (Armbrecht *et al.*, 2004).

4. ASPECTOS METODOLÓGICOS DO MAPEAMENTO

A identificação, o mapeamento e a diferenciação dos campos de murundus de outras áreas úmidas do bioma Cerrado, como os campos úmidos, as veredas e os brejos, não é uma tarefa fácil de se realizar. Em decorrência de constituírem paisagens com grande relevância ambiental e ocuparem extensas áreas, o sensoriamento remoto orbital e aéreo são os melhores métodos para monitorar e analisar a estrutura do relevo e a composição de biomassa dos campos de murundus. Em um contexto de escala de detalhe (1:30.000 a 1:500) para identificação dos montes de terra e seus recursos vegetais, os veículos aéreos não tripulados (VANTs) são os mais adequados. Esses equipamentos são equipados com câmeras digitais e possuem correção de coordenadas por *Global Navigation Satellite System* (GNSS), os quais combinam parâmetros de fotogrametria aérea com algoritmos de processamento de imagem, como o *Structure from motion* (SfM). Esses fornecem importantes produtos, como os modelos digitais de superfície, elevação e de terreno (MDS, MDE e MDT) amplamente utilizados em estudos de microtopografia e de vegetação. Esses modelos apresentam grande resolução espacial e um poder de acurácia satisfatório para análise de pequenas feições (D'oleire — Oltmanns *et al.*, 2012; Bendig *et al.*, 2014; Maden *et al.*, 2015; Jiange *et al.*, 2019).

Trabalhos desenvolvidos recentemente empregaram imagens de alta resolução espacial adquiridas por veículos aéreos não tripulados para realizar o mapeamento de características físicas e vegetacionais de campos de murundus (Furlan *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2020; Sales, 2021). Entre as técnicas utilizadas estão o cálculo do armazenamento de água em campos de murundus isolados, a quantificação da morfologia dos montes de terra e a quantificação da biomassa por índice de vegetação. Furlan *et al.* (2020) utilizaram o modelo digital de elevação e técnicas de geoprocessamento para quantificar o acúmulo de água em áreas úmidas de campos de murundus. Como resultado, foi possível determinar que um campo de murundu isolado de topo de planalto, com área de 48 hectares, consegue armazenar aproximadamente 416.996 m³ de água em sua superfície durante a estação chuvosa. A água acumulada é responsável por recarregar um aquífero situado abaixo da área úmida. Esse exemplo ilustra a capacidade de mapeamento do acúmulo de água em campos de murundus utilizando técnicas de geoprocessamento.

Silva *et al.* (2020) realizaram um mapeamento geomorfométrico de uma área de um hectare para quantificar os microrrelevos em formas arredondadas semi-elipsoidais comuns nos campos de murundus do Cerrado. Usando aerofotogrametria por VANT e seus subprodutos (MDE e ortomosaico), 158 formas foram identificadas automaticamente, das quais 135 foram confirmadas como murundus com um índice de acertos de 88,8%. Sales (2021) calculou as características geométricas dos campos de murundus na região da Chapada Uberaba-Uberlândia em Minas Gerais. Os valores médios obtidos foram: área de 103,2 m², perímetro de 39,5 m, distância média do vizinho de 1,35 m, volume de 72,1 m³, altura de 1,30 m e índice de circularidade de 0,8. Além disso, foi realizado um estudo sobre a

distribuição da vegetação no topo dos montes de terra, utilizando o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), o qual mostrou que os murundus com maior volume possuem maior índice de vegetação e estão localizados em áreas com menor tempo de alagamento. Os resultados demonstraram que a configuração morfológica e a distribuição dos murundus proporcionam condições únicas que suportam a diversidade ecológica nos montes de terra, ainda pouco explorados.

Os principais algoritmos empregados para classificação supervisionada de áreas úmidas são: *Maximum Likelihood* (MAXVER), utilizados para identificação de monitoramento de áreas úmidas brasileiras (Rodrigues & Souza Filho, 2011; Louzada *et al.*, 2020); e o *Random Forest* (RF) (Mahdianpari *et al.*, 2017; Mutanga *et al.*, 2012). Anacleto *et al.* (2005) e Lenzi & Nunes (2016) são alguns exemplos de estudos de classificação supervisionada empregada para mapeamento de campo de murundus. No município de Cocalinho-MT foi empregada essa classificação por máxima verossimilhança para mapear as fitofisionomias da planície do Araguaia e quantificada a presença de 38,44% de Parque de Cerrado (campo de murundus) na área estudada (Anacleto *et al.*, 2005). Já Lenzi & Nunes (2016) realizaram um trabalho de quantificação da área de campos de murundus no Parque Estadual do Araguaia, empregando a classificação supervisionada por Support Vector Machine (SVM), identificando a maior área para a classe de Varjão, a qual inclui os campos de murundus, com um total de cerca de 162.000 ha.

Outras duas abordagens importantes para o mapeamento de áreas úmidas utilizam técnicas híbridas. A primeira se baseia inicialmente no modelo espectral de mistura (MEM) para análise de alvos na escala de *sub-pixel*, a fim de entender a composição dos alvos no interior de cada *pixel*. Posteriormente são aplicadas regras de classificação empíricas baseadas em lógica *fuzzy*, para assim classificar os *pixels* como em áreas úmidas, água, solo ou vegetação. Essa abordagem foi empregada para a classe de áreas úmidas no Mapeamento de Uso e Cobertura da Terra realizado pelo Projeto MapBiomass (2021). O projeto identificou que áreas úmidas do Cerrado (campos úmidos, veredas, savanas parques, murundus e brejos) tiveram uma perda espacial de 582 Mil ha (10,3%) no período de 1985 a 2020, onde 61% dessa perda foi convertida para atividade agropecuária. A segunda abordagem, que consiste no mapeamento de áreas úmidas utilizando o algoritmo *Object-Based Image Analysis classification* (OBIA), é uma análise que se baseia inicialmente na segmentação de objetos geográficos conforme fatores de escala preestabelecidos. Nessa fase ocorre a aglomeração de *pixels distintos*, considerando o contexto espacial, as características de texturais dos objetos e as informações espectrais. A partir da extração das informações de cada objeto, ocorre a classificação, que consiste em identificar e rotular, em uma classe, os objetos que apresentam a mesma similaridade.

Trabalhos de mapeamento de áreas úmidas no Brasil empregando técnicas de OBIA em áreas com a presença de campo de murundus foram aplicados na região do Araguaia, no Pantanal mato-grossense e no bioma Cerrado no município de Chapada dos Guimarães. Esses estudos são apresentados e discutidos aqui. Fernandes *et al.* (2012)

classificaram as fitofisionomias do Cerrado na planície de inundação do médio Rio Araguaia utilizando as bandas do sensor Landsat 5 TM. A fitofisionomia varjão foi mapeada, incluindo as subcategorias de varjão limpo e varjão sujo (campo limpo e campo sujo). Sendo o varjão sujo caracterizado pela presença de árvores agrupadas em pequenas elevações do terreno conhecidas como murundus ou monchões. O estudo revelou que a área de varjão (sujo e limpo) foi predominante, ocupando 71,6% (138.984 ha) da área estudada.

O estudo realizado por Da Silva & Bacani (2019) teve como objetivo mapear as fitofisionomias e classes de uso da terra no Pantanal mato-grossense, na região de Aquidauana-MS, entre os anos de 1984 e 2015. Mostrou que houve uma redução de 12,68% na classe de Savana gramíneo-lenhosa, a qual inclui os campos de murundus na área de estudo, substituindo-a por pastagens plantadas na área pesquisada. Em outro estudo, Nunes & Siqueira (2019) compararam imagens de áreas obtidas por aeronaves tripuladas nos anos de 1965 e 1966 com imagens obtidas por Sistemas Aéreos Remotos Pilotados (RPAS) em 2015. Os resultados indicaram que a área com campos de murundus diminuiu de 62,15% para 38% da área total, sendo substituída por um grande incremento no macro-hábitat do arbusto pombeiro (*Combretum* spp.) No trabalho de Gonçalves (2021) foi realizado um inventário de áreas úmidas na bacia do Rio Quilombo, no município de Chapada do Guimarães — MT, o qual identificou e delimitou sete tipos de áreas úmidas naturais do bioma Cerrado (veredas, buritizais, campo brejoso de surgência, campo de murundus, campo úmido de *Axonopus purpusii* (Mez) Chase), (florestas de galeria e áreas úmidas em pequenas depressões). Foram identificadas 8.810 pequenas áreas úmidas ocupando uma área total de 196,7 km², correspondendo a 12% da área total da bacia. Cerca de 90,8% dessas áreas úmidas tinham menos de 4 hectares, demonstrando a importância e relevância espacial das pequenas áreas úmidas em áreas de nascentes ocorridas no topo de planaltos do bioma Cerrado.

5. AMEAÇAS

A principal ameaça aos campos de murundus é o desmatamento em virtude de atividades de agricultura insustentável praticadas até os dias de hoje. Essas envolvem a implantação de drenos para o escoamento de água do solo nessas áreas (Castro-Júnior, 2002), além da prática de pecuária extensiva de corte que usa os campos como pastagens nativas (Paulino *et al.*, 2015). No Cerrado, os distúrbios antrópicos iniciaram entre as décadas de 60 e 70, quando ocorreu a implantação de programas de desenvolvimento no Cerrado, destacando o Polocentro, o Provárzeas e o Prodecer. Esses programas tinham como objetivo acelerar a produção agrícola na região (Wagner, 1982) e contribuíram fortemente para as mudanças na paisagem do Cerrado. Cerca de 24,7 milhões de hectares de vegetação nativa foram perdidos no período de 1985 a 2017, restando apenas 55% de

sua distribuição original (Alencar *et al.*, 2020). A consequência desse modo de uso da terra levou à subtração de 582 mil hectares de áreas úmidas, cerca de 10% do total dessas áreas que existiam em 1985. A prática do uso do agronegócio é apontada como responsável por 61% das perdas (<https://mapbiomas.org>). Adicionalmente, a redução de água nas bacias hidrográficas do bioma também é uma grande ameaça à manutenção dos ecossistemas úmidos do Cerrado. Estudos recentes indicam redução da superfície da água em 66% das bacias hidrográficas do bioma (<https://mapbiomas.org>).

As práticas agrícolas nos campos de murundus afetam negativamente as propriedades físicas e biológicas do solo, os estoques de carbono e a velocidade de infiltração d'água. Santos *et al.* (2014) avaliaram a resistência mecânica à penetração do solo em áreas de campos de murundus situados na microbacia do Rio Claro, no município de Jataí, estado de Goiás, utilizadas para a plantação direta e drenada artificialmente (plantio direto implantado há 10 e 15 anos) e em outra sem ação antrópica. Eles encontraram um aumento da resistência à penetração, sendo um indicador de alterações da qualidade física do solo, causadas pelo impacto negativo das atividades agrícolas utilizadas nos solos dos campos de murundus estudados. Além disso, o plantio direto não se mostrou eficiente para manter a qualidade física do solo, comprometendo a sua recuperação a curto prazo. Outro estudo sobre a avaliação da conversão de áreas de campos de murundus para sistemas agrícolas de plantio direto (em áreas de campos de murundus com 16, 11 e 7 anos sob intervenção antrópica) mostra que essa afeta negativamente os estoques de carbono-C no solo, sendo observados os maiores teores nos topos e entre os murundus situados na Fazenda Boa Vista, nas proximidades do município de Jataí, na microbacia do Rio Ariranha, no sudoeste do estado de Goiás (Souza *et al.*, 2016). Esses autores estimam que seriam necessários 34 anos para recuperação dos estoques de matéria orgânica considerando o sistema de manejo adotado. Na mesma localidade foi constatado por Martins *et al.* (2019) uma redução do teor de carbono da biomassa microbiana e do carbono orgânico do solo em campos de murundus convertidos em sistemas agrícolas.

A biodiversidade fúngica (Assis *et al.*, 2014) e a flora lenhosa dos campos de murundus (Guilherme *et al.*, 2020) também são afetadas pela prática de conversão das áreas de campos de murundus pela agricultura. A densidade e a diversidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares diminuem com a conversão dos campos de murundus (Carneiro *et al.*, 2015), assim como a sua ocorrência e composição da comunidade (Assis *et al.*, 2014) na região de Jataí e Mineiros, situados no estado de Goiás. A associação de fungos micorrízicos arbusculares às plantas superiores traz benefícios para a comunidade de plantas vasculares, facilitando a absorção de nutrientes e adaptação a estresses bióticos e abióticos do solo (van der Heijden *et al.*, 1998; Klironomos *et al.*, 2000). Espécies como *Acaulospora cavernata*, *Acaulospora colombiana*, *Rhizophagus diaphanus*, *Scutellospora reticulata* e *Scutellospora* sp. observadas nas áreas de cultivo (Assis *et al.*, 2014) foram perdidas nos campos de murundus avaliados.

Guilherme *et al.* (2020) sugerem que a construção de canais de drenagem impacta a estrutura da vegetação sobre os murundus. Ao avaliarem os efeitos dos drenos na distribuição e abundância de espécies vegetais numa área alagada no sudoeste do estado de Goiás, esses autores encontraram maior densidade e área basal na borda, e distribuição diferencial e ocupação de espécies lenhosas no microrrelevo dos murundus, fornecendo indícios de que os drenos alteraram a estrutura da vegetação, especialmente na borda dos remanescentes dos campos de murundus, tornando a sua vegetação mais lenhosa e densa. Além disso, Guilherme *et al.* (2022) observaram que a riqueza de espécies foi mais alta em áreas não drenadas do que em áreas drenadas. Enquanto a densidade e dominância absoluta foi mais alta em ambientes drenados, relacionando-as com o adensamento de plantas lenhosas ao longo do tempo.

Outros distúrbios consistem no *encroachment*, na invasão por espécies exóticas e na urbanização. As mudanças do uso da terra alteram a dinâmica, o funcionamento e a estrutura dos ecossistemas do Cerrado (Rodrigues *et al.*, 2022). O clima local é modificado pelas alterações do ciclo do carbono, de energia e hidrológico. Uma das consequências dessas alterações consiste no adensamento progressivo de plantas lenhosas em ecossistemas savânicos, incluindo os campos de murundus, o qual é um fenômeno bem documentado em savanas de diferentes partes do mundo (Van Auken, 2009; Myers-Smith *et al.*, 2011; Murphy *et al.*, 2014; O'Connor *et al.*, 2014; De Sousa *et al.*, 2022). O adensamento em savanas tem efeitos negativos para o estoque de carbono nos solos (Berthrong *et al.*, 2012), para a biodiversidade (Ratajczak *et al.*, 2021; de Souza *et al.*, 2022) e recarga de aquíferos. Nos campos de murundus algumas espécies nativas arbustivas são consideradas invasoras, especialmente *Trembleya parviflora* (D. Don) Cogné C. (Melastomataceae) e *Bachiaira* sp. DC (Suelma Silva, observ. pessoal). *Trembleya parviflora*, espécie arbustiva, é endêmica do Brasil, sendo registrada nos domínios do Cerrado e Mata Atlântica (Pacífico & Fidanza, 2020). Essa planta habita a vegetação adjacente à comunidade herbácea dos campos de murundus (Suelma Silva, observ. pessoal) e das veredas do Brasil Central (Gioto, 2015; de Souza *et al.*, 2022). São encontradas em diferentes graus de adensamento nos campos de murundus do Parque Nacional de Brasília — PNB e Estação Ecológica de Águas Emendadas — ESEC (Maireles *et al.*, 2004), formando um dossel-arbustivo monodominante. *Trembleya parviflora* apresenta grande capacidade de germinação em condições variáveis de submersão e de redução hídrica em áreas úmidas (Gioto, 2015), o que parece ser um determinante de sua expansão nos campos de murundus e veredas (de Souza *et al.*, 2022). Esses autores relataram um declínio na riqueza de espécies de plantas e alteração na estrutura da comunidade de um campo úmido com aumento de 270% de cobertura de *T. parviflora* em 20 anos. Especula-se que o adensamento seja favorecido pelo rebaixamento do lençol freático, promovendo o avanço de espécies lenhosas localizadas na vegetação circundante. Essa relação empírica entre adensamento e redução de água, no entanto, pode ser suportada por um estudo recente desenvolvido por Guilherme *et al.* (2022) e abordado acima. Esses autores sugerem que o aumento da densidade e dominância de

algumas espécies lenhosas nas proximidades das valas de drenagem implantadas em campos de murundus na região de Jataí, estado de Goiás, está relacionado com a redução da água causada pela drenagem ocorrida nessas áreas.

Os campos de murundus também estão ameaçados pela invasão por espécies exóticas, mesmo quando protegidos em unidades de conservação — UC. Espécies como *Melinis minutiflora* (capim-gordura) e *Pinus* spp. são registradas colonizando os campos de murundus em algumas unidades de conservação, tais como: Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros — GO, Parque Nacional de Brasília — DF, Estação Ecológica (EE) do Jardim Botânico de Brasília, Floresta Nacional de Brasília (ICMBio, 2022), EE de Águas Emendadas e Parque Boca da Mata — DF. *Melinis minutiflora* é uma das espécies mais presentes nesses ambientes e foi introduzida e disseminada em diversos ecossistemas naturais do país, ameaçando habitats e populações de espécies, especialmente em ambientes perturbados (Hoffmann & Haridasan, 2008; Martins *et al.*, 2011). A sua colonização rápida nos ecossistemas de Cerrado (Martins *et al.*, 2004) é favorecida por suas altas taxas de crescimento, rebrota, reprodução e sua capacidade de se adaptar a solos pobres em nutrientes. Parte da vegetação dos campos de murundus da Chapada dos Veadeiros foi retirada para dar lugar a pastos, favorecendo a disseminação dessa espécie invasora em locais bem preservados. Essa espécie ocupa os ambientes das espécies nativas, alterando o funcionamento dos ecossistemas (Damasceno *et al.*, 2018; Zenni *et al.*, 2019). Morosini & Klink (1997) constataram que essa espécie pode causar diminuição no crescimento de *Cecropia*, árvore pioneira em matas de galeria, inviabilizando a sua regeneração. Adicionalmente, a biomassa produzida por essa gramínea serve de combustível, aumentando o risco de incêndios florestais (D’Antonio & Vitousek, 1992; Fusco *et al.*, 2019). Porém, o fogo também favorece a invasão por espécies exóticas em ecossistemas adaptados ao fogo (D’Antonio *et al.*, 2001; D’Antonio *et al.*, 2011), cujas mudanças no seu regime pode levar à perda de diversidade de plantas nativas (Keeley & Brennan, 2012). Entretanto, esses efeitos podem ser controlados com adoção de estratégias de controle do fogo. Isso porque os estudos de ecologia de fogo mostram que o impacto do fogo depende de seu regime (Gill, 1975) determinado pela sua intensidade (como a altura da chama, taxa de extensão), do tempo entre as queimas (tais como frequência, época de queima), velocidade e das condições ambientais (Rodrigues & Fidelis, 2022; Whelean, 1997). Assim, em ecossistemas adaptados ao fogo, como do bioma Cerrado, o uso de queimas prescritas e controladas pode promover a proteção dos ecossistemas vulneráveis ao fogo nas paisagens savânicas e campestres (como nos campos de murundus e nas veredas). Esse entendimento, o qual é apoiado pela literatura científica e por práticas tradicionais adotadas por populações indígenas, permite que o fogo seja utilizado como um instrumento de manejo (Whelean, 1997; D’Antonio *et al.*, 2001) e considerado atualmente na política de manejo integrado do fogo — PMIF. O Manejo Integrado do Fogo — MIF é uma estratégia que vem sendo implementada em algumas unidades de conservação no Brasil, especialmente nos biomas Cerrado e Amazônia (Berlinck & Lima, 2021).

A urbanização é outra forma de mudança no uso da terra que impacta negativamente as AUs de forma geral (Mao *et al.*, 2018). Os campos de murundus sofrem alterações drásticas, alguns são completamente destruídos com consequências para a biodiversidade e para os serviços ecossistêmicos prestados por eles. Uma parte dos campos de murundus do Distrito Federal e região da Chapada dos Veadeiros (Suelma Silva, observ.pessoal), por exemplo, foi ocupada por habitações urbanas (Lima & Corrêa, 2021).

6. CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO DOS CAMPOS DE MURUNDUS

O estabelecimento e a implementação das unidades de conservação são mecanismos reconhecidamente importantes para a conservação da biodiversidade no Brasil, os quais são orientados por meio do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza — SNUC (SNUC, 2002). O conhecimento acerca do valor das áreas protegidas no fornecimento de serviços ecossistêmicos para a sociedade tem aumentado (Balmford *et al.*, 2011). Convenções e Acordos internacionais como a da Diversidade Biológica — CDB e da Convenção de Ramsar, ambas das quais o Brasil é signatário, reconhecem a importância das áreas protegidas para a gestão das áreas úmidas. Um dos principais objetivos do SNUC (veja a Lei n. 9985/2000) é proteger e recuperar recursos hídricos e edáficos (art. 4.º, inciso 8º) integrados com as políticas de administração de águas circundantes. Ainda que exista reconhecimento sobre a importância das unidades de conservação para o manejo e conservação das áreas úmidas, essas ainda têm sua gestão e proteção negligenciadas nas unidades de conservação do Brasil, as quais incluem, principalmente, as pequenas áreas úmidas, como os campos de murundus.

Primeiro, não temos informações sobre a extensão dos campos de murundus em áreas protegidas. No entanto, sabemos que somente 8,99% do bioma Cerrado é protegido por unidades de conservação, representando um índice três vezes menor do que na Amazônia, que tem uma cobertura de 27% e uma área duas vezes maior. São 481 unidades de conservação — UC no bioma Cerrado e 199 em âmbito federal. Adicionalmente, os campos de murundus estão registrados em menos da metade das UCs federais e a maioria é desprovida de planos de manejo, o mais importante instrumento de gestão das UCs (SNUC, 2002).

Segundo, o seu delineamento e inventário são praticamente inexistentes apesar da necessidade de compreensão da dinâmica, distribuição e conectividade desses ambientes. Até o presente temos estudos florísticos e de comunidades de plantas desenvolvidos ou em desenvolvimento nas seguintes unidades de conservação do Cerrado: Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, Parque Nacional do Araguaia (Marimon *et al.*, 2012), Parque Nacional de Brasília (Suelma Silva, observ. pess.), Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (Suelma Silva, observ. pess.) e Estação Ecológica de Santa Bárbara — SP (Campos *et al.*, 2023). Adicionalmente, dez áreas protegidas têm sido afetadas pela redução

da superfície de água entre 1986 e 2022 (MapBiomas Água), o que pode comprometer a integridade dos ecossistemas úmidos, incluindo os campos de murundus. O Parna da Chapada dos Veadeiros está entre as áreas protegidas mais afetadas, com perda de cerca de 87% de água.

Os campos de murundus são considerados Áreas de Preservação Permanente (APP) somente no Distrito Federal (Ibram, 2014) e no estado de Goiás. No DF está prevista na Lei Distrital n.º 6.520, de 17 de março de 2020. No estado de Goiás, a Lei Estadual n.º 20.773/2020 define uma faixa de preservação de cinquenta metros de largura em sua projeção horizontal, contada a partir da borda exterior de sua caracterização do campo de murundus. Esse cenário aponta para a necessidade urgente de uma legislação específica para os campos de murundus para evitar mais perdas irrecuperáveis de biodiversidade e de produção de água.

As áreas da região da bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia, incluindo especialmente a região denominada de Matopiba (localização situada entre as fronteiras dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia), ameaçada pelas crescentes atividades de desmatamento (SAD, 2022) exigem ações prioritárias de conservação e restauração de seus campos de murundus. Estima-se que 90% das áreas úmidas do mundo foram degradadas e 35% foram destruídas desde 1970 (Finlayson *et al.*, 2011), o que implica consequências graves para a produção de água no planeta. No Brasil, a superfície de água reduziu em 66% das bacias hidrográficas do Cerrado nos últimos 38 anos ([MapBiomas Água](#)), podendo afetar drasticamente a estrutura da vegetação dos ecossistemas de campos de murundus e de outras áreas úmidas. Esse padrão observado para as áreas úmidas do Cerrado indica a necessidade urgente de investimento na sua restauração hidrológica.

Não temos estudos realizados sobre a restauração em campos de murundus no Brasil, mas podemos afirmar que as características hidrológicas e da vegetação nativa (com sua flora especializada) devem ser consideradas para qualquer abordagem de restauração. As lacunas no conhecimento da flora dos campos de murundus e suas preferências hídricas, especialmente da vegetação herbácea-subarborescente, aumentam os desafios a serem enfrentados para a restauração desses ambientes.

Os seguintes passos são necessários: 1. Recuperação das condições ecológicas onde os campos de murundus estão situados, especialmente naquelas mais afetadas pela redução de cobertura d'água. Em situações de mudanças do regime hidrológico, como o rebaixamento do lençol freático, recomenda-se corrigir com intervenções específicas para posteriormente prosseguir com o controle de espécies exóticas que invadem a vegetação nativa. 2. Erradicação e controle de espécies exóticas invasoras. Isso deve ser feito dentro e ao redor da área com monitoramento. O primeiro passo é mapear essas espécies e identificá-las. Em seguida é necessário coletar informações sobre os métodos existentes de controle. 3. Condução da regeneração natural. Após a erradicação e o controle das espécies exóticas pode-se dar início à intervenção direta envolvendo a regeneração natural da vegetação. A vegetação herbácea dos campos de murundus pode apresentar alto

potencial de regeneração quando sob condições hidrológicas mais conservadas, como encontrado por Pilon *et al.* (2019) e Durigan *et al.* (2020) em campos úmidos. 4. Enriquecimento florístico. Deve ser feito com mudas e/ou com sementes (semeadura direta) de espécies de formas de vida características de cada ambiente dos campos de murundus. 5. Monitoramento participativo das áreas de campos de murundus para acompanhar a regeneração. A participação social no monitoramento das áreas úmidas é fundamental para o sucesso da restauração. Isso deve ser realizado por meio da ampliação da participação da população local em comitês de bacias ou em comitês populares que podem ser criados em cada território.

7. RECOMENDAÇÕES

As crescentes ameaças aos campos de murundus e a suas bacias hidrográficas estão comprometendo os serviços ecossistêmicos. Por isso buscamos a implementação de estratégias mais eficazes de conservação e restauração. Abaixo resumimos uma lista de recomendações que devem ser implementadas.

1. Ampliar as políticas públicas para proteção dos campos de murundus, adotando legislações mais específicas alinhadas a uma Política Nacional de Áreas úmidas.
2. Fortalecer a fiscalização pelos órgãos ambientais das bacias hidrográficas onde estão inseridos os campos de murundus.
3. Construir uma matriz energética, cem por cento renovável para a região do bioma (ex. solar).
4. Criar unidades de conservação e outros instrumentos que apoiem a proteção dos campos de murundus não inseridos em áreas protegidas.
5. Incluir os campos de murundus na Lista de Áreas Úmidas de Importância Internacional (Sítios Ramsar).
6. Produzir inventários baseados no conhecimento científico e das comunidades locais.
7. Mapear os campos de murundus buscando identificar a sua extensão no Brasil e caracterizar mais especificamente cada uma das ameaças existentes.
8. Incluir no Plano de manejo das unidades de conservação, que possuem campos de murundus, um planejamento específico para a delimitação e mapeamento desses ecossistemas de forma a facilitar o seu reconhecimento nas UCs.
9. Promover a conscientização de gestores públicos e da população em geral por meio de atividades de comunicação e educação.
10. Divulgar a situação atual dos campos de murundus e sua relação com a produção de água nos territórios. Estimular o desenvolvimento de projetos de ciência-cidadã pode aumentar a percepção de atores locais sobre essas áreas.

REFERÊNCIAS

- Aguiar, J. J.M., Anjos, D. V., Carvalho, R. L., De Almeida, W., Santos, A. C. C. & Santos, J. C. (2021). Plant richness drives ant diversity in *Eucalyptus* -dominated landscape on Brazilian savanna. *Austral Ecology* 47(1):17-25. doi.org/10.1111/aec.13060
- Alencar, A., Shimbo, Z. J., Felipe, L., Camila, B.M., Bárbara, Z., Marcos, R., Vera, A., Isabel, C., Ribeiro, J.P.F.M., Victórial, V., ISA, A., Valderli, P., Vivian, R., VIAN, M. C., Mercedes, B., Edson, E.S. & Mario, B. (2020). Mapping Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. *Remote Sensing* 12: 924. doi.org/10.3390/rs12060924
- Armbrecht I., Perfecto, I. & Vandermeer, J. (2004). Enigmatic biodiversity correlations: ant diversity responds to diverse resources. *Science* 304: 284–6. [doi. 10.1126/science.1094981](https://doi.org/10.1126/science.1094981)
- Anacleto, T. C. D. S., Ferreira, A. A., Diniz Filho, J. A. F., & Ferreira, L. G. (2005). Seleção de áreas de interesse ecológico através de sensoriamento remoto e de otimização matemática: um estudo de caso no município de Cocalinho, MT. *Acta Amazonica* 35: 437-443. doi.org/10.1590/S0044-59672005000400008
- Antonellini, M., Giambastiani, B.M.S., Greggio, N., Bonzi, L., Calabrese, L., Luciani, P., Perini, L. & Severi, P. P. (2019). Processes governing natural land subsidence in the shallow coastal aquifer of the Ravenna coast, Italy. *Catena* 172: 76–86. doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.019
- Araújo-Neto, M.D., Furley, P.A., Haridasan, M. & Johnson, C.E. (1986). The murundus of the cerrado region of Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 2: 17-35. doi.org/10.1017/S0266467400000559
- Archer, S., Schimel, D.S. & Holland, E.A. (1995). Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO2? *Climatic Change* 29: 91–99. doi.org/10.1007/BF01091640
- Assis, P. C. R., Saggin-Junior, O. J., Paulino, H. B., Stürmer, S. L., Siqueira, J. O., & Carneiro, M. A. C. (2014). Fungos micorrízicos arbusculares em campos de murundus após a conversão para sistemas agrícolas no cerrado. *Revista Brasileira de Ciências do Solo* 38(6):1703-1711. doi.org/10.1590/S0100-06832014000600005
- Balmford, A. & Fischer, B. (2011). Bringing Ecosystem Services into the Real World: An Operational Framework for Assessing the Economic Consequences of Losing Wild Nature, *Environmental Resource Economics* 48:161–175. doi.org/10.1007/s10640-010-9413-2
- Bambo, A. B., Oliveira, T.S., Oliveira, A.S., Rehder, V.L.G & Apepeszzato-da-Glória. (2014). Anatomy and essential oil composition of the underground systems of three species of *Aldama* La Llave (Asteraceae). *Journal of the Torrey Botanical Society* 141(2):115–125. <https://doi.org/10.3159/TORREY-D-12-00053.1>
- Barbosa, R.I., Nascimento, S.P., Amorim, P.A.F. & Da Silva, R.F. (2005). Notas sobre a composição arbóreo-arbus-tiva de uma fisionomia das savanas de Roraima, Amazônia Brasileira. *Acta Botanica Brasílica* 19(2):323–329. doi.org/10.1590/S0102-33062005000200015
- Barbosa da Silva, F. H., Julia, A., PIA, P., Nunes da Cunha, C. & Junk, W. J. (2016). Shrub encroachment influences herbaceous communities in flooded grasslands of a neotropical savanna wetland. *Applied Vegetation Science* 19: 391–400. doi.org/10.1111/avsc.12230
- Bendig, J., Bolten, A., Bennertz, S., Broscheit, J., Eichfuss, S., & Bareth, G. (2014). Estimating biomass of barley using crop surface models (CSMs) derived from UAV-based RGB imaging. *Remote sensing* 6(11): 10395-10412. doi.org/10.3390/rs61110395
- Berlinck, C. N. & Lima, L. H. A. (2021). Implementação do Manejo Integrado do Fogo em Unidades de Conservação Federais no Brasil:. *Biodiversidade Brasileira* 128-138. doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v11i2.1709
- Beven, K. (2015). What we see now: event-persistence and the predictability of hydro-eco-geomorphological systems. *Ecol Model* 298:415. doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.109948
- Berthrong, S., Piñeiro, G. Jobbágy, E. & Jackson, R. (2012). Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecological Applications* 22 (1): 76-86. doi.org/10.1890/10-2210.1

- Bove, C.P., Gil, A.S.B., Moreira, C.B. & Anjos, R.F.B. (2003). Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 17:119-135. doi.org/10.1590/S0102-33062003000100009
- Campos, B.H., Pilon, N.A.L., Gonçalves, L., Ivanauskas, N.M. & Durigan, G. (2023). The neglected tropical grasslands: first record of campo com murundus and its plant communities in the state of São Paulo, Brazil. 23(1): e20221401. doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2022-1401
- Carneiro, M.A.C., Ferreira, D.A., de Souza, E.D., Paulino, H.B., Junior, O.J.S. & Siqueira, J.O. (2015). Arbuscular mycorrhizal fungi in soil aggregates from fields of murundus converted to agriculture. *Pesquisa agropecuária brasileira* 50(4):313-321. doi.org/10.1590/S0100-204X2015000400007
- Castro - Júnior, P. R. (2002). Dinâmica da água em campos de murundus do Planalto dos Parecis. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo. 195p.
- Convention on Wetlands (2021). Global Wetland Outlook: Special Edition 2021. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands. 53p.
- Cramer, M.D. & Barger, N.N. (2014). Are mima-like mounds the consequence of long-term stability of vegetation spatial patterning? *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 409: 72–83. doi.org/10.36783/18069657rbcs20190133
- D'Antonio, C. M. & Vitousek, P. M. (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematic* 23(1): 63–87. doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.000431
- D'Antonio, C.M., Hughes, R.F. & Vitousek, P.M. (2001). Factors influencing dynamics of two Invasive C4 grasses in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecology* 82:89-104. doi.org/10.2307/2680088
- D'Antonio, C.M., Hughes, R.F. & Tunison, J.T. (2011). Long-term impacts of invasive grasses and subsequent fire in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecological Application*. 21:1617–1628. doi.org/10.1890/10-0638.1
- Da Silva, L. F. & Bacani, V. M. (2019). Utilização de técnicas de classificação orientada a objeto no mapeamento do uso da terra e cobertura vegetal no pantanal de Aquidauana. *Boletim de Geografia* 37(1): 214-233. doi.org/10.4025/bolgeogr.v37i1.36906
- Damasceno, G., Souza, L., Pivello, V. R., Gorgone-Barbosa, E., Giroldo, P. Z. & Fidelis, A. (2018). Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. *Biological Invasions*, 20(12): 3621–3629. doi.org/10.1007/s10530-018-1800-6
- De Souza, F. G., Ferreira, M. C & Munhoz, C.B.R. (2022). Decrease in species richness and diversity, and shrub encroachment in Cerrado grasslands: A 20 years study. *Applied Vegetation Science* 25, e12668. doi.org/10.1111/avsc.12668
- Diaz, N., Dietrich, F., Cailleau, G., Sebag, D., Ngatcha, B.N. & Verrecchia, E.P. (2016). Can mima-like mounds be Vertisol relics (Far North Region of Cameroon, Chad Basin)? *Geomorphology* 261: 41–56. doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.02.021
- D'Oleire-Oltmanns, S. *et al.* (2022). Unmanned aerial vehicle (UAV) for monitoring soil erosion in Morocco. *Remote Sensing* 4:(11): 3390-3416. doi.org/10.3390/rs4113390
- Durigan, G., Abreu, R.C.R., Pilon, N.A.L., Ivanauskas, N.M., Virillo, C.B. & Pivello, V.R. (2020). Invasão por *Pinus* spp.: ecologia, prevenção, controle e restauração. Instituto Florestal, São Paulo. 63p.
- Eiten, G. (1972). The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38(2): 201-341. doi.org/10.1007/BF02859158
- Eiten, G. (2001). *Vegetação Natural do Distrito Federal, Brasília*, Editora UnB. Edição Sebrae.
- Fagundes, R., Anjos D. V., Carvalho R. & Del-Claro K. (2015). Availability of food and nesting-sites as regulatory mechanisms for the recovery of ant diversity after fire disturbance. *Sociobiology* 62: 1–9. doi.org/10.13102/sociobiology.v62i1.1-9
- Fernandes, R. R., Nunes, G. M. & Silva, T. S. F. (2012). Classificação orientada a objetos aplicada na caracterização da cobertura da terra no Araguaia. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 47: 1251-1260. doi.org/10.1590/S0100-204X2012000900010
- Figueiredo-Ribeiro, R. C. L. (1993). Distribuição, aspectos estruturais e funcionais dos frutanos, com ênfase em plantas herbáceas do Cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal* 5: 203–208. doi.org/10.1590/S0001-37652011005000018

Finlayson, C.M., Davidson, N., Pritchard, D., Milton, G.R & MacKay, H. (2011). The Ramsar Convention and ecosystem-based approaches to the wise use and sustainable development of wetlands. *Journal of International Wildlife Law and Policy* 14:176–198. doi.org/10.1080/13880292.2011.626704

Flora e Funga do Brasil (2023). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> . Acesso em: 18 jun. 2023

Freer, J., McDonnell, J.J., Beven, K.J., Peters, N.E., Burns, D.A., Hooper, R.P., Aulenbach, B., & Kendall, C. (2002). The role of bedrock topography on subsurface storm flow. *Water Resour. Res.* 38 (12):1269. doi.org/10.1029/2001WR000872

Furlan L.M., Rosolen V., Sales J., Moreira, C.A., Ferreira, M.E., Bueno, G.T., Sousa Coelho, C.V., Mounier, S. (2020). Natural superficial waterstorage and aquifer recharge assessment in Brazilian savanna wetland using unmanned aerial vehicle and geophysical survey. *Journal of Unmanned Vehicle Systems* 8(3):224–244.doi.org/10.1139/juvs-2020-0004

Furlan, L. M., Rosolen, V., Moreira, C. A, Bueno, G. T. & Ferreira, M. (2021). The interactive pedological-hydrological processes and environmental sensitivity of a tropical isolated wetland in the Brazilian Cerrado. *SN Applied Sciences* 3:144-158.doi.org/10.1007/s42452-021-04174-7

Furley, P.A. (1986). Classification and distribution of mounds in the Cerrado of central Brazil. *Journal of Biogeography* 13: 265-268. doi.org/10.2307/2844925

Furley, P.A & Ratter, J.A. (1988). Soil Resources and Plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. *Journal of Biogeography* 15:97-108. doi.org/10.2307/2845050

Fusco, E. J., Finn, J. T., Balch, J. K., Nagy, R. C. & Bradley, B. A. (2019). Invasive grasses increase fire occurrence and frequency across US ecoregions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 116 (47): 23594–23599.doi.org/10.1073/pnas.1908253116

Gill A. M. (1975). Fire and the Australian flora: a review. *Australian Forestry* 38: 4-25.doi.org/10.1080/00049158.1975.10675618

Gil, A.S.B., Oliveira, A.L.R. & Bove, C.P. (2007). Listagem florística das Cyperaceae hidrófilas da região do Alto e Médio rio Araguaia, Goiás, Mato Grosso e Tocantins, Brasil – Parte 1. *Revista de Biologia Neotropical* 4: 101-110.doi.org/10.5216/rbn.v4i2.5209

Giotto, A. (2015). Colonização de *Trembleya parviflora* em áreas úmidas no Distrito Federal, Brasil. Tese de doutorado. Universidade de Brasília. Brasília-DF.107p.

Gomes Filho, R. R., Silva, J. H., Paulino, H. B., Carneiro, M. A. C., Costa, C. A. G. & Teixeira, M. B. (2014). Impact of an agricultural chronosequence in recharge areas of aquifers in the Brazilian savannah. *African Journal of Agricultural Research* 9(44): 3267-3275. <https://doi.org/10.5897/AJAR2014.8597>

Gonçalves, S.R.A. (2021). Inventário e Classificação de pequenas áreas úmidas para a gestão e manejo sustentável com uso de sensoriamento remoto. Universidade Federal de Mato Grosso, Programa de Pós-graduação em ecologia e conservação da biodiversidade, Cuiabá, MT. 124p.

Google. Google Earth Pro. Disponível em: <<https://www.google.com/work/mapsearch/products/earthpro.html>>. Acesso em: 10 de fevereiro. 2023.

Guilherme, F.A.G., Maricato, H.S., Marimon, B. S., Pereira, F.C., Souza, L.F., C.P, Wendy., Ferreira, C., Júnior, A.F. & Pereira, K.A.R. (2020). Man-made soil drainage alters the vegetation structure and woody species distribution in campo de murundus. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 42: e49894.doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v42i1.49894

Guilherme, F.A.G., Júnior, A.F., Souza, L.F., Martins, A.P., Ferreira, G.L. & Maciel, E.A. (2022). Effect of drainage ditches on diversity, structure and dynamics vegetation in *campos de murundus* (mound fields). *Ecological Engineering* 182:106723.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106723

IBRAM. (2014). Instrução normativa Nº 39, DE 21 de fevereiro de 2014. Dispõe sobre a preservação dos campos de murundus, também conhecidos como covais e dá outras providências.

ICMBio. (2022). Plano de Restauração ecológica e controle de espécies exóticas invasoras na Floresta Nacional de Brasília. Brasília-DF. 84p.

- Jarvis, N., Moeys, J., Koestel, J., Hollis & John M. (2012). Preferential flow in a pedological perspective. In: Lin, Henry (Ed.), *Hydropedology: Synergistic Integration of Soil Science and Hydrology* 75–120.
- Jiang, Q., Fang, S., Peng, Y., Gong, Y., Zhu, R., Wu, X. & Liu, J. (2019). Estimativa de biomassa baseada em UAV para combinação de características espectrais e meteorológicas baseadas em TIN. *Sensoriamento remoto* 11 (7): 890.
- Junk, W. J., Shuqing An., Finlayson, C.M., Gopa, B.; Kvet, J., Mitchel, S.A., William J. Mitsch, W.J. & Robarts, R. D. (2013). Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: A synthesis *Aquatic Sciences* 75:151–167. doi.org/10.1007/s00442-012-2253-8
- Keeley, J.E. & Brennan, T.J. (2012). Fire-driven alien invasion in a fire-adapted ecosystem. *Oecologia* 169: 1043–1052. doi.org/10.1007/s00442-012-2253-8
- Kratka, P.C. & Ataiades, R.P. (2014). Caracterização da vegetação arbórea-arbustiva da Reserva Biológica do Guarará, DF, para elaboração do plano de manejo desta unidade de conservação. *Heringeriana* 8 (1): 53 - 80. doi.org/10.17648/heringeriana.v8i1.96
- Lenzi, I. L. C. & Nunes, G. M. (2016). Comparação entre os classificadores support vector machine e spectral angle mapper aplicado à diferenciação das fitofisionomias do Parque Estadual do Araguaia (MT). *Revista Georaguaia* 6(1): 99 -114.: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>
- Lima, T.P.M & Corrêa, R.S. (2021). Ocorrência de campos de murundus na paisagem do Cerrado do Distrito Federal. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais Ibero-American Journal of Environmental Science* 12 (9): 536-546. doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.009.0041
- Lin, H. (2010). Linking principles of soil formation and flow regimes. *Journal of Hydrology* 393: 3–19. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.02.013
- Louzada, R. O., Bergier, I. & Assine, M. L. 2020. Landscape changes in avulsive river systems: Case study of Taquari River on Brazilian Pantanal wetlands. *Science of the Total Environment*, 723, 138067. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138067
- Lucas, Y. & Chauvel, A. (1992). Soil formation in tropically weathered terrains. In: Butt, C.R.M., Zeegers, H. (Eds.), *Handbook on Exploration Geochemistry, Regolith Exploration Geochemistry in Tropical and Subtropical Terrains*. Elsevier, Amsterdam 57–77.
- Madden, M., Jordan, T., Bernardes, S., Cotten, DL, O'Hare, N. & Pasqua, A. (2015). Sistemas Aéreos Não Tripulados e Estrutura da Motion Revolucionam o Mapeamento de Áreas Úmidas. *Sensoriamento remoto de zonas úmidas: Aplicações e avanços*, 195. doi.org/10.5380/raega.v43i0.56564
- Mahdianpari, M., Salehi, B., Mohammadimanesh, F., & Motagh, M. (2017). Random forest wetland classification using ALOS-2 L-band, RADARSAT-2 C-band, and TerraSAR-X imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 130:13-31. doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.05.010
- Mao D, Song K, Wu J. & Wang, Z (2018). China ' s wetlands loss to urban expansion. (November 2016): 2644–2657. doi.org/10.1002/ldr.2939
- MapBiomas, P. (2021). Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil. Recuperado de <https://mapbiomas.org/metodo-agua>.
- Marimon, B. S., Marimon-Junior, B.H., Mews, H.A., Jancoski, H.S., Franczak, D.D., Lima, H.S., Lenza, E., Rossete, A.N. & Moresco, M.C. (2012). Florística dos campos de murundus do Pantanal do Araguaia, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 26 (1):181-196. doi.org/10.1590/S0102-33062012000100018
- Marimon, B. S. & Lima, E. S. (2001). Caracterização Fitofisionômica e Levantamento Florístico Preliminar no Pantanal dos Rios Mortes-Araguaia, Cocalzinho, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 15 (2): 213-229. doi.org/10.1590/S0102-33062001000200008
- Marimon, B.S., Colli, G.R., Marimon-Junior, B.H., Mews, H.A., Eisenlohr, P.V., Feldpausch, T.R., & Phillips, O.L. (2015). Ecology of floodplain campos de murundus savanna in southern Amazonia. *International Journal Plant Science* 176(7):670–681. doi.org/10.1086/682079
- Martins, C.R., Hay, J.D.V., Walter, B.M.T., Proença, C.E.B & Vivaldi, L.J. (2011). Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. *Revista Brasileira de Botânica* 34 (1): 73-90. doi.org/10.1590/S0100-84042011000100008

- Martins, C.R., Leite, L.L & Haridasan, M. (2004). Capim-Gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em Unidades de Conservação. *Revista Árvore* 28(5): 739-747. doi.org/10.1590/S0100-67622004000500014
- Martins, L.N.B., Santiago, F. de A., Montecchia, M.S., Correa, O.S., Junior, O.J.S., de Souza, E.D., Paulino, H.B. & Carneiro, M.A.C. (2019). Biochemical and Biological Properties of Soil from Murundus Wetlands Converted into Agricultural Systems. *Rev Bras Cienc Solo*. 2019;43:e0180183. doi.org/10.1590/18069657rbc20180183
- Mendonça, R. (2012). A influência africana no português do Brasil. Brasília, DF: FUNAG Ministério de Meio Ambiente - MMA (2014). Portaria MMA Nº 300, de 13 de dezembro de 2022. Reconhece a Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção.
- Mitsch W.J. & Gosselink J.G. (2000). *Wetlands*. (3rd edition). Wiley, New York.
- Morosini, I.B.A. & Klink, C.A. (1997). Interferência do capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv) no desenvolvimento de plantas de Embaúba (*Cecropia pachystachya* Trecul). In: L.L Leite & C.H Saito (eds). *Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado*.
- Murphy, B.P., Lehmann, C.E., Russell-Smith, J. & Lawes, M.J. (2014). Fire regimes and woody biomass dynamics in Australian savannas. *Journal of Biogeography* 41:133–144. doi.org/10.1111/jbi.12204
- Mutanga, O., Adam, E., & Cho, M. A. (2012). High density biomass estimation for wetland vegetation using WorldView-2 imagery and random forest regression algorithm. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 18: 399-406. doi.org/10.1016/j.jag.2012.03.012
- Myers-Smith, I.H., Forbes, B.C. & Wilmking, M. et al. (2011). Shrub expansion in tundra ecosystems: dynamics, impacts and research priorities. *Environmental Research Letters*, 6, 045509. doi.org/10.1088/1748-9326/6/4/045509
- Nunes, G. M. & de Siqueira, T. M. D. (2019). Análise Temporal de Macro-habitat no Pantanal via Processamento de Fotografias Aéreas e Dados Obtidos por Sistemas de Aeronaves Remotamente Pilotadas. *Biodiversidade Brasileira* (2): 71-85. doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v9i2.759
- O'Connor, T. G., Puttick, J. R. & Hoffman, M.T. (2014). Bush encroachment in southern Africa: changes and causes. *African Journal of Range and Forage Science* 31: 67–88. doi.org/10.2989/10220119.2014.939996
- Oliveira, A.L.R., De Gil, A. S. B. & Bove, C. P. (2011). Cyperaceae hidrófilas da bacia do rio Araguaia, Brasil. *Rodriguésia* 62 (4): 847-866. doi.org/10.1590/S2175-78602011000400012
- Oliveira-Filho, A. D. & Furley, P. A. (1990). Monchão, cocuruto, murundu. *Ciência hoje*, 11(61): 30-37. doi.org/10.1590/S0102-33062004000100002
- Oliveira-Filho, A. T. (1992a). The vegetation of Brazilian “murundus” the island-effect on the plant community. *Journal of Tropical Ecology* 8: 465-486. doi.org/10.1017/S0266467400006817
- Oliveira-Filho, A.T. (1992b). Floodplain “murundus” of Central Brazil: evidence for the termite-origin hypothesis. *Journal of Tropical Ecology* 8: 1-19. doi.org/10.1017/S0266467400006027
- Pacífico, R. Almeida, F. & Fidanza, K. (2020). Seven New Species of Microlicia (Melastomataceae: Microlicieae) from Minas Gerais, Brazil. *Systematic Botany* 45 (2): 277-293. doi.org/10.1600/036364420X15862837791348
- Paulino, H.B., Assis, P.C.R., Vilela, L.A.F., Curi, N. & Carneiro, M.A.C. (2015). Campos de Murundus: gênese, paisagem, importância ambiental e impacto da agricultura nos atributos dos solos. In: Nascimento, C.W.A., Souza Júnior, V.S., Freire, M.B.G.S. & Souza, E.R. (eds). *Tópicos em Ciência do Solo*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo 9: 172-211.
- Pereira, S. L. F., Guilherme, F. A. G., Freire, J. C. & Teles, A. M. (2019). Diversidade de Asteraceae em um campo de murundus no sudoeste de Goiás, Brasil. *Rodriguésia* 70:1-11. doi.org/10.1590/2175-7860201970015
- Philbrick, C.T. & Les, D.H. (1996). Evolution of Aquatic Angiosperm Reproductive Systems. *Bioscience* 46: 813-826. doi.org/10.2307/1312967
- Philpott, S. M. & Foster P. F. (2005). Nest-site limitation in coffee agroecosystems: Artificial nests maintain diversity of arboreal ants. *Ecological Application* 15: 1478–85. doi.org/10.1890/04-1496

- Pilon, N.A.L., Assis, G.B., Souza, F.M. & Durigan, G. (2019). Native remnants can be sources of plants and topsoil to restore dry and wet cerrado grasslands. *Restoration Ecology* 27:569–580. doi.org/10.1111/rec.12902
- Pinto, J. R., Mews, H.A., Jancoski, H.S., Marimon, B.S. & Bomfim, B.de O. (2014). Woody vegetation dynamics in a floodplain campo de murundus in Central. Brazil. 26(1):181-196. doi.org/10.1590/0102-33062014abb2993
- Ponce, V.M. & Cunha, C.C. (1993). Vegetated earthmounds in tropical savannas of central Brazil: a synthesis, with special reference to the Pantanal do Mato Grosso. *Journal of Biogeography* 20:219–225. doi.org/10.2307/2845673
- Ratajczak, Z., Nippert, J.B. & Collins, S.L. (2012). Woody encroachment decreases diversity across North American grasslands and savannas. *Ecology* 93: 697–703. doi.org/10.1890/11-1199.1
- Rebouças, A. C. (2015). Água doce no mundo e no Brasil. In: *Águas Doces no Brasil. Capital ecológico, Uso e Conservação.* (orgs: Braga, B., Tundisi, J.G., Tundisi, T.M. & Ciminelli, V.S.T.) 4 ed. São Paulo. Escrituras Editora. p.1-35.
- Resende, I.L.M., Araújo, G.M., Oliveira, A.P. DE A., Oliveira, A.P. & Junior, R.S.de A. (2004). A comunidade vegetal e as características abióticas de um campo de murundu em Uberlândia, MG. *Acta Botanica Brasilica* 18(1): 9-17. doi.org/10.1590/S0102-33062004000100002
- Ribeiro, R. & Marinho-Filho. (2005). Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos (Mammalia, Rodentia) da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22 (4): 898-907. doi.org/10.1590/S0101-81752005000400014
- Ribeiro, J. F. & Walter, B. M. T. (2008). As principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M., Almeida, S. P. & de Ribeiro, J. F. (eds.). *Cerrado: ecologia e flora v. 2.* Brasília: Embrapa- Cerrados. p. 153-212.
- Rodrigues, S. W. P. & Souza-Filho, P. W. M. (2011). Use of multi-sensor data to identify and map tropical coastal wetlands in the Amazon of Northern Brazil. *Wetlands* 31(1): 11-23. doi.org/10.1007/s13157-010-0135-6
- Rodrigues, A. A., Macedo, A N., Silvério, D. V., Maracahipes, L., Coe, M.I T., Brando, P. M., Shimbo, J. Z., Rajão, R., Soares-Filho, B. & Bustamante, M. M. C. (2022). Cerrado deforestation threatens regional climate and water availability for agriculture and ecosystems. *Global Change Biology* 1:1-16. doi.org/10.1111/gcb.16386
- Rodrigues, C. A. & Fidelis, A. (2022). Should we burn the Cerrado? Effects of fire frequency on open savanna plant communities. *Journal of Vegetation Science* 33: e13159. doi.org/10.1111/jvs.13159
- Rosolen, V., de Oliveira, D. A. & Bueno, G. T. (2015). Vereda and Murundu wetlands and changes in Brazilian environmental laws: challenges to conservation. *Wetlands ecology and management* 23: 285-292. doi.org/10.1007/s11273-014-9380-4
- Rosolen, V., Bueno, G.T., Mutema, M., Moreira, C.A., Junior, I.R.F., Nogueira, G. & Chaplot, V. (2019). On the link between soil hydromorphy and geomorphological development in the Cerrado (Brazil) wetlands. *Catena* 176: 197–208. doi.org/10.1016/j.catena.2019.01.022
- Rotta, L. R., Paulino, H. B., Anghinoni, I., Souza, E. D., Lopes, G. & Carneiro, M. A. C. (2015). Phosphorus fractions and availability in a haplic plinthosol under no-tillage system in the Brazilian Cerrado. *Ciência e Agrotecnologia* 39(3): 216-224. doi.org/10.1590/S1413-70542015000300002
- Sales, J. C. (2021). Estrutura e funcionamento de um campo de murundus da savana brasileira. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Goiás.
- SAD, 2022/2023- Sistema de Alerta de Desmatamento. Relatório SAD Cerrado.
- Sales, J. C., Bueno, G. T., Rosolen, V., Ferreira, M. E. & Furlan, L. M. (2021). The structure of an earth-mound field of the Brazilian Savanna. *Geomorphology* 386: 107752. doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.107752
- Santos, F. C. V., Custódio Filho, R. O., Freitas, I. C., Correchel, V. & Carneiro, M. A. C. (2014). Qualidade física de um Plintossolo Argilúvico sob diferentes sistemas de gestão. *Revista de Ciências Agrárias* 37(2): 152-161. doi.org/10.19084/rca.16809
- Schneider, M. D. O & Silva, D. D. (1991) Estrutura pedológica e dinâmica hídrica do “covoal” do Córrego da Fortaleza. *Sociedade & Natureza* 3(5): 75-89. doi.org/10.14393/SN-v3-1991-60692

- Sileshi, G. W., Arshad, M. A., Konaté, S. & Nkunika, P. O. Y. (2010). Termite-induced heterogeneity in African savanna vegetation: mechanisms and patterns. *Journal of Vegetation Science* 21(5): 923-937. doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01197.x
- Silva, L. C., Vale, G. D., Haidar, R. F. & Sternberg, L. (2010). Deciphering earth mound origins in central Brazil. *Plant and Soil* 336: 3-14. doi.org/10.1007/s11104-010-0329-y
- Silva, F. L., Pierangelli, M. A. P., Santos, F.A.S., Serafim, M.E & Souza, C. A. (2017). Teores naturais e valores de referência de elementos-traço em campos de murundus na Amazônia Meridional. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias (Agrária)* 12(2): 172-178. doi.org/10.5039/agraria.v12i2a5436
- Souza, E. D., Carneiro, M. A. C., Paulino, H. B., Ribeiro, D. O., Bayer, C. & Rotta, L. A. (2016). Matéria orgânica e agregação do solo após conversão de “campos de murundus” em sistema de plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 51(9):194-1202. doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900019
- Van Auken, O.W. (2009). Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *Journal of Environmental Management* 90:2931–2942. doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.023
- Vepraskas, M.J. & Lindbo, D.L. (2012). Redoximorphic features as related to soil hydrology and hydric soils. In: Lin, H. (ed.), *Hydropedology: Synergistic Integration of Soil Science and Hydrology*. Academic Press, USA, p. 143–172.
- Vilhalva, D. A. A., Cortelazzo, A.L., Carvalho, M.A.A & Figueiredo-Ribeiro, R.C.L (2011). Histochemistry and ultrastructure of *Campuloclinium chlorolepis* (Asteraceae) tuberous roots accumulating fructan: evidences of functions other than reserve carbohydrate. *Australian Journal Botanical* 59: 46–52. doi.org/10.1071/BT10126
- Wagner, E (1982). O programa de desenvolvimento dos cerrados e sua contribuição à produção de grãos e proteína animal. EMBRAPA-CPAC. 17p.
- Whelean, R.J. The ecology of fire. Cambridge University Press. United Kingdom. 1995.
- Zenni, R. D., Sampaio, A. B., Lima, Y. P., Pessoa-Filho, M., Lins, T. C., Pivello, V. R. & Daehler, C. (2019). Invasive *Melinis minutiflora* out performs native species, but the magnitude of the effect is context dependent. *Biological Invasions* 21(2), 657–667. doi.org/10.1111/1365-2435.13524

CAPÍTULO 20

TURFEIRAS DO BRASIL: OCORRÊNCIA, SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS, BIODIVERSIDADE, IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS E PALEOAMBIENTES

Alexandre Christofaro Silva¹, Diego Tassinari², Ingrid Horák-Terra³, Uidemar Morais Barral⁴,
Pablo Vidal-Torrado⁵ e Camila Rodrigues Costa²

¹ Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Rodovia MGT367 km 583, 5000, Alto da Jacuba, 39100-000, Diamantina, MG, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Rodovia MGT367 km 583, 5000, Alto da Jacuba, 39100-000, Diamantina, MG, Brasil.

³ Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Avenida Universitária, 1.000, Universitários, 38610-000, Unai, MG, Brasil.

⁴ Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Campus Universitário Darcy Ribeiro, 70910-900, Brasília, DF, Brasil.

⁵ Departamento de Ciência do Solo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Avenida Pádua Dias, 11, 13418-900, Piracicaba, SP, Brasil.

RESUMO

As turfeiras são ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, formados pela acumulação no tempo e no espaço de tecidos vegetais em condições de excessiva umidade, pouca disponibilidade de nutrientes, baixo pH e escassez de oxigênio, onde a matéria orgânica passa por processos de lenta humificação. De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU), a maior parte dos ecossistemas de turfeiras do planeta (4.880.000 km²) ocorre em regiões temperadas ou frias e apenas 21% localizam-se nas regiões tropicais e o Brasil é o país com maior área de turfeiras nos trópicos (18% ou 260.000 km²), correspondendo a cerca de 3% do território nacional. Algumas dessas turfeiras começaram a se formar no Pleistoceno Tardio (pelo menos há 40.000 anos AP) e foram se desenvolvendo, acumulando e preservando *proxies* para a reconstituição ambiental, sequestrando cada vez mais carbono e aumentando sua capacidade de armazenar água (“efeito esponja”) e regular a vazão dos cursos d’água (serviços ecossistêmicos). Neste trabalho estimou-se que a área ocupada pelas turfeiras brasileiras é de 55.466 km², mais conservadora do que a estimativa da ONU. Elas ocorrem nos seguintes biomas: Floresta Amazônica, Cerrado, Mata Atlântica (incluindo a Mata de Araucárias) e Pampa. Cerca de 67% das turfeiras estão na Amazônia (36.669 km²). Está proposta a seguinte classificação para as turfeiras brasileiras: turfeiras da Amazônia, turfeiras de planícies litorâneas e planícies fluviais e turfeiras tropicais e subtropicais de montanhas. A biodiversidade dessas terras úmidas é extremamente rica, muitas vezes endêmica e peculiar. De acordo com nossas estimativas, o estoque de carbono nas turfeiras brasileiras atinge cerca de 5.100 a 7.300 Mt e o volume de água armazenado seria superior a 66 km³. As turfeiras estão sendo perdidas e degradadas pela drenagem, mineração, atividades agrossilvipastoris, erosão e sedimentação, incêndios e ocupação desordenada da área de recarga. O mapeamento digital usando observações de campo, combinado com imagens de sensoriamento remoto (satélite e radar) e modelos estatísticos, é um caminho para mapear com mais precisão as turfeiras e melhorar a precisão das estimativas.

Palavras-chave: áreas úmidas, armazenamento de água, sequestro de carbono, paleoambientes.

ABSTRACT

Brazilian peatlands: Occurrence, ecosystem services, biodiversity, anthropogenic impacts and paleoenvironments – Peatlands are transitional ecosystems between terrestrial and aquatic environments, formed by the accumulation in time and space of plant residues under conditions of excessive moisture, low nutrient availability, low pH e oxygen scarcity, in which the organic matter undergoes slow processes of humification. According to the United Nations (UN), most of the planet's peatland ecosystems (4,880,000 km²) are in cold or temperate regions and only 21% are in the tropical region, with Brazil being the country with the largest peatland surface in the tropics (18% or 260,000 km²), corresponding to 3% of the country's territory. Some of these peatlands began to form in the Late Pleistocene (at least 40,000 before present) and have been developing, building-up and preserving proxies for environmental reconstitution, sequestering more and more carbon and increasing its capacity to store water ("sponge behavior") and to regulated water discharge to the rivers (ecosystem services). In the present work, we estimated the area occupied by Brazilian peatlands in 55,466 km², more conservative than the UN estimate. They occur in the following biomes: Amazon Forest, Cerrado, Atlantic Forest (including Araucaria Forest) and Pampa. About 67% of the peatlands are in the Amazon (36,669 km²). We propose the following classification for Brazilian peatlands: Amazonian peatlands, peatlands from the coastal and fluvial plains and peatlands from tropical and subtropical mountains. The biodiversity from these wetlands is extremely rich, often endemic and peculiar. According to our estimates, the amount of carbon stored in Brazilian peatlands may reach from 5,100 to 7,300 Mt and the volume of water stored may be greater than 66 km³. Peatlands are being lost and degraded by drainage, mining, agriculture, ranching, forestry, erosion and sedimentation, fires, and land use changes in their recharge areas. Digital mapping supported by field surveys and aided by remote sensing images (satellite and radar) and statistical models is a way to map peatlands with greater precision and to improve the accuracy of current estimates.

Keywords: wetlands, water storage, carbon sequestration, paleoenvironments.

INTRODUÇÃO

As turfeiras são ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, formados pela acumulação no tempo e no espaço de tecidos vegetais em condições de excessiva umidade, pouca disponibilidade de nutrientes, baixo pH e escassez de oxigênio, em que a matéria orgânica passa por processos de lenta humificação/mineralização (Moore, 1997; Costa *et al.*, 2003; Campos *et al.*, 2012). A matéria orgânica perde gradativamente a estrutura primária, originando produtos residuais que reagem novamente e se polimerizam (processos bio- e geoquímicos), formando compostos de estruturas complexas, com enriquecimento contínuo de carbono fixo (Pereira *et al.*, 2005).

O acúmulo de matéria orgânica leva à formação de Organossolos, que, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), devem apresentar conteúdo de carbono orgânico acima de 80 g kg⁻¹ de solo (Santos *et al.*, 2018). Os solos formados por material orgânico são classificados como Organossolos no SiBCS e como Histosols nos sistemas internacionais de classificação de solos (Soil Survey Staff, 1999; IUSS Working Group WRB, 2022). A colonização das turfeiras por fitofisionomias como os campos de

altitude, campos limpos úmidos, florestas estacionais, florestas ombrófilas e vegetação mista, dentre outras, é influenciada por atributos pedobioclimáticos (Hamilton *et al.*, 1994; Gumbricht *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2022).

A maior parte dos ecossistemas de turfeiras do planeta (4.880.000 km²) ocorre em regiões polares, boreais e temperadas (78%) e apenas 21% localizam-se nas regiões tropicais (UNEP, 2022). O Brasil é o país que concentra maior área de turfeiras tropicais no mundo (18% do total - Gumbricht *et al.*, 2017). Sua importância no ciclo global do carbono é evidenciada por representarem cerca de 4,2% dos solos do planeta e armazenarem 28,4% do carbono estocado nesse recurso natural, o segundo maior compartimento ambiental que armazena carbono (Joosten & Clarke, 2002; Janfada *et al.*, 2006; Yu, 2012). As turfeiras estocam de 450 a 650 Mt de carbono, dos quais 100 Mt na região tropical (Page *et al.*, 2011; FAO, 2020).

No Brasil, os ecossistemas de turfeiras ocupam uma área estimada de 260.000 km² (UNEP, 2022), que corresponde a cerca de 3% do território nacional. São encontradas na Amazônia (Gumbricht *et al.*, 2017), nas planícies litorâneas e fluviais (altitude < 600 m) das regiões Sudeste e Sul (Berquó *et al.*, 2004; Rossi *et al.*, 2017; Potter *et al.*, 1999), em terras altas da região Sul (turfeiras subtropicais – Hamilton *et al.*, 1994; Oliveira *et al.*, 2012; Scheer *et al.*, 2013) e na Serra do Espinhaço, com maior expressão em sua porção central (turfeiras tropicais de montanha – altitude > 1000 m), localizada no estado de Minas Gerais e denominada Serra Espinhaço Meridional (SdEM - Silva *et al.*, 2022). Também são encontrados registros de ocorrência nas Serras do Mar e da Mantiqueira (região sudeste – Soares *et al.*, 2016; Lourençato *et al.*, 2017). Esses ecossistemas apresentam grande relevância socioecológica, econômica, histórica, cultural, paisagística, geológica, arqueológica, paleontológica e científica.

O presente trabalho resume o conhecimento sobre a gênese, a ocorrência, os serviços ecossistêmicos, a biodiversidade, a reconstituição paleoambiental e as ameaças sofridas pelas turfeiras e propõe uma classificação para as turfeiras brasileiras, além da ampliação dos estudos nesses ecossistemas.

1. CLIMA E HIDROGRAFIA ATUAL

Os ecossistemas de turfeiras do Brasil ocorrem em vários tipos climáticos úmidos, uma vez que a água é um dos principais componentes desses ambientes. De acordo com a classificação de Koppen, os tipos climáticos nas regiões de ocorrência das turfeiras brasileiras são o Af, Am, Cfa, Cfb e Cwb.

Na Amazônia, os locais de ocorrência de turfeiras apresentam clima equatorial, com temperaturas médias anuais elevadas (25 °C a 27 °C), chuvas abundantes (precipitação acima de 2.000 mm ano⁻¹) e bem distribuídas ao longo do ano e reduzida amplitude térmica anual (menor que 3 °C). Pela classificação de Koppen, pode ser tropical úmido - Af

(na região da linha do Equador) ou tropical monçônico – Am (em baixas latitudes, com forte influência da zona de monções sul-americana).

Na planície litorânea e nas planícies fluviais do sudeste e sul (altitudes abaixo de 600 m), o clima predominante é o tropical úmido, que sofre a ação direta da massa tropical atlântica, que provoca chuvas intensas. As temperaturas médias anuais são elevadas (acima de 20 °C) e a amplitude térmica se acentua em direção ao sul. Pela classificação de Koppen, o clima é Cfa, ou seja, oceânico sem estação seca e com verões quentes.

Nas turfeiras tropicais de montanha da SdEM, o clima é tropical de altitude e, de acordo com a classificação de Koppen, é Cwb, ou seja, mesotérmico com chuvas de verão e verões brandos, com grande amplitude térmica anual (acima de 8 °C). Na SdEM a altitude e a latitude influenciam fortemente os parâmetros climáticos. A precipitação pluviométrica média anual varia de 1.000 a mais de 1.500 mm e as temperaturas médias anuais oscilam de menos de 16 a 24 °C. Mais de 90% das turfeiras ocorrem em áreas onde a precipitação média anual é maior que 1.200 mm e a temperatura média anual varia entre menos de 19 e 22 °C (Silva, 2012). Duas estações climatológicas automáticas separadas por 30 km em linha reta e situadas praticamente na mesma latitude (18° 13' Sul) apresentam parâmetros climáticos distintos: na de Diamantina, situada a 1.322 m de altitude, os valores médios anuais de precipitação pluviométrica e de temperatura são, respectivamente, de 1.322 mm e de 18,7 °C; enquanto na Chapada do Couto, situada a 1.573 m de altitude, os valores médios anuais de precipitação pluviométrica e de temperatura são, respectivamente, de 1.472 mm e de 16,7 °C. De maneira geral, quanto mais elevada é a área de ocorrência de turfeiras na SdEM, menor é a temperatura média anual e maior é a precipitação pluviométrica anual (Silva *et al.*, 2022).

Nas terras altas da região sul (acima de 800 m de altitude), o clima é subtropical, com temperaturas médias anuais abaixo de 17 °C e temperatura média mínima do mês mais frio podendo alcançar -2° C. As geadas ocorrem com frequência e nas partes mais elevadas a neve ocorre anualmente. A precipitação média anual está acima de 1.500 mm. Pela classificação de Koppen, o clima é Cfb, oceânico sem estação seca e com verões temperados.

Os ecossistemas de turfeiras guardam uma estreita relação com os cursos d'água perenes de diferentes ordens. Constituem as cabeceiras (nascentes) de rios de ordens inferiores (córregos e pequenos afluentes) ou têm sua gênese grandemente influenciada por rios de ordens superiores (Rio Negro, dentre outros).

Na Amazônia, ocorrem principalmente na bacia do Rio Negro, influenciando decisivamente nos parâmetros físico-químicos de suas águas (e no seu nome), mas se distribuem também pelas planícies fluviais de vários outros rios (e afluentes) importantes como o Solimões, o Amazonas, o Xingu, o Araguaia, o Madeira e o Guaporé.

Na planície litorânea destacam-se os rios de ordem superior Ribeira do Iguape, Una, Preto, Aguapeú, Araranguá e Tubarão, além de outros de ordens inferiores. Nas planícies fluviais o destaque é para o Rio Paraíba do Sul.

A SdEM é o divisor de água e cabeceira das três maiores bacias do Leste brasileiro. Aí nascem o Rio Jequitinhonha e seu maior tributário, o Rio Araçuaí, e importantes tributários do Rio São Francisco, como o Rio Jequitaí e o Rio Paraúna; e do Rio Doce, como o Rio Santo Antônio e o Rio Vermelho. As cabeceiras desses rios são formadas por turfeiras. Muitos dos cursos d'água que aí nascem têm o nome em alusão à cor escura de suas águas, consequência dos ácidos orgânicos provenientes dos ecossistemas de turfeiras. Tributários e subtributários do Rio São Francisco, como os rios Pardo Grande, Pardo Pequeno e Paraúna (rio de águas escuras em Tupi); do Rio Jequitinhonha, como Rio Jequitinhonha Preto e Rio Preto; e do Rio Doce, como Rio Vermelho, têm suas cabeceiras nesses ecossistemas.

Nas terras altas de região sul, as turfeiras também são cabeceiras de rios de ordens inferiores, que fazem parte das bacias dos rios Apuaé, Inhandaua e Pelotas.

2. DEFINIÇÃO, GÊNESE E DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA

Definir turfeiras não é uma tarefa fácil. Lourenco *et al.* (2022) publicaram um artigo denominado “Peat definitions: A critical review”, no qual apresentam uma revisão crítica sobre as definições de turfeira, incluindo nomenclatura de turfeira e alterando os critérios de classificação das turfeiras ao longo do tempo. Para esses autores, não há definições globalmente reconhecidas para turfeira. Por fim, destacam que as turfeiras são ecossistemas ricos em carbono que compreendem o maior estoque de carbono terrestre e que sua preservação é reconhecida em escala global como uma componente-chave em relação à mudança climática e propõem que a definição envolva quatro aspectos físicos e características químicas do depósito de turfa: **(1)** extensão da turfeira, **(2)** espessura da turfa, **(3)** teor de carbono da turfa e **(4)** densidade aparente da turfa (conteúdo volumétrico de carbono). De acordo com Neto *et al.* (2023), turfa é o material (materiais orgânicos, predominantemente de origem vegetal) dos solos orgânicos que formam os ecossistemas de turfeiras. Elas podem ser atuais ou terem dezenas de milhares de anos (Silva *et al.*, 2022).

Os ecossistemas de turfeiras se formam pelo acúmulo cronológico e espacial de matéria orgânica em diferentes estágios de decomposição. Fatores geológicos, geomorfológicos, pedológicos, hidrológicos, climatológicos e bióticos influenciam de maneira distinta a gênese desses ecossistemas. O acúmulo de matéria orgânica leva à formação de Organossolos Hápicos, que podem ser Sápricos, Hêmicos, Fíbricos ou Sápricos térricos (Dubroeuq *et al.*, 1998; Horák-Terra *et al.*, 2014; Scheer *et al.*, 2014; Soares *et al.*, 2016; Rossi *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2019) ou Organossolos Tiomórficos (Rossi *et al.*, 2017).

2.1 Ocorrência de solos orgânicos e turfeiras no Brasil

O mapeamento de turfeiras em escala global (GlobalPeatMap2.0), produzido pelo International Mire Conservation Group (Greifswald Mire Centre, 2022), estima que

existam no Brasil cerca de 16.637 km² de solos orgânicos, além de quase 197.000 km² de solos orgânicos associados a outros solos (Tabela 1). A estimativa proposta por Gumbricht *et al.* (2017) indica uma área ainda mais expressiva, com 312.250 km² de turfeiras no Brasil, sendo 265.723 km² na Amazônia. O mapa de solos do Brasil na escala 1:250.000 (IBGE, 2021) apresenta cerca de 6.750 km² de unidades de mapeamento que têm Organossolos como componente principal (Tabela 2) e cerca de 19.197 km² de unidades de mapeamento que contêm Organossolos como um de seus componentes (Tabela 3). A essas ocorrências, somam-se ainda 19.911 km² de unidades de mapeamento em que os Organossolos aparecem como primeiro ou segundo componente de inclusões (Tabela 1). Já Page *et al.* (2011) consideraram 25.000 km² como a melhor estimativa para a área de turfeiras no Brasil, enquanto Ruokolainen *et al.* (2001) consideraram uma estimativa conservadora a presença de 55.000 km² de turfeiras nas terras baixas da Amazônia.

Tabela 1. Estimativa da área de Organossolos, turfeiras e associações no território brasileiro.

Biomas	Mapa de Solos do Brasil (IBGE, 2021)		GlobalPeatMap2.01		Gumbricht et al. (2017)
	Organossolos e associações	Inclusões Organossolos 1º e 2º nível	Solos orgânicos	Associações com solos orgânicos	Turfeiras
Amazônia	13.566	0	145	165.215	265.723
Caatinga	218	17	11	0	16.792
Cerrado	6.737	2.645	3.879	7.746	12.698
Mata Atlântica	4.391	14.483	10.881	4.605	11.540
Pampa	1.034	755	1.504	2.004	3.604
Pantanal	0	0	217	17.221	1.893
Total	25.946	17.911	16.637	196.791	312.250

¹ Greifswald Mire Centre (2022).

Tabela 2. Organossolos como componentes principais de unidades de mapeamento do Mapa de Solos do Brasil 1:250.000 (IBGE, 2021).

Componente principal	Associações	Locais de ocorrência	Área (km ²)	Bioma
Organossolos como principal componente				
Organossolo Háplico Sáprico		Chapadão do Céu (GO), próximo PARNA das Emas	173,5	Cerrado
Organossolo Háplico Húmico	Organossolo Tiomórfico Húmico + Planossolo Nátrico	Sul do RS (Lagoa Mirim), Sul de SC (Tubarão)	1.036,9	Pampa

Continua...

Componente principal	Associações	Locais de ocorrência	Área (km²)	Bioma
Organossolos como principal componente				
Organossolo Tiomórfico Húmico	Gleissolo Tiomórfico Húmico	Foz do Rio Guandu, áreas urbanizadas da região metropolitana do Rio de Janeiro, áreas preservadas no entorno da baía da Guanabara, região dos Lagos	827,8	Mata Atlântica
Organossolo Háptico Fíbrico	Gleissolo Háptico Ta	Área floresta ombrófila densa litoral sul da BA (Rio Pardo) e savana arborizada litoral RN	122,3	Mata Atlântica
Organossolo Háptico Sáprico	Gleissolo Melânico + Gleissolo Háptico	Entorno Rio Paraná na Ilha Grande, divisa MS e PR	328,6	Mata Atlântica
Organossolo Háptico Sáprico	Gleissolo Melânico	Pantanal do Rio das Mortes (MT), Rio Paraná (divisa MS, PR e Paraguai)	1.791,2	Cerrado
Organossolo Háptico Sáprico	Neossolo Quartzarênico Hidromórfico	Cerrado MT (Parecis)	602,5	Cerrado
Organossolo Háptico Sáprico	Neossolo Quartzarênico Hidromórfico + Gleissolo Melânico	Cerrado MT (Rio Camararé, Rio Cravari, Rio Benedito, Rio Arinos)	478,9	Cerrado
Organossolo Háptico Húmico	Gleissolo Melânico Ta	Litoral sul SC (Tubarão, Rio Araranguá)	451,6	Mata Atlântica
Organossolo Háptico Húmico	Gleissolo Melânico	SC (litoral centro-norte, Rio das Pedras, Rio Chapecó), PR (Rio da Várzea, Rio Iguaçu em Curitiba, Rio Iapó em Castro), SP (Rio Tietê, Rio Mogi-Guaçu), ES (Rio Novo, Rio Preto)	936,2	Mata Atlântica
Soma			6.749,5 km²	

Tabela 3. Organossolos como componentes de unidades de mapeamento do Mapa de Solos do Brasil 1:250.000 (IBGE, 2021).

Componente principal	Associações	Locais de ocorrência	Área (km²)	Bioma
Organossolos em associações				
Espodossolo Humilúvico	Gleissolo Háptico + Organossolo Háptico Húmico	Alto Rio Negro (AM, RR)	13.380,7	Amazônia

Continua...

Componente principal	Associações	Locais de ocorrência	Área (km²)	Bioma
Organossolos em associações				
Gleissolo Melânico	Neossolo Quartzarênico Hidromórfico + Organossolo Háptico Húmico	Noroeste MG, Sudoeste BA, sul MA, oeste PI	3.075,3	Cerrado
Gleissolo Melânico	Neossolo Flúvico + Organossolo Háptico Húmico	Vale do Paraíba (SP), Rio Muriaé (RJ, próximo a Campos), Rio Piumhi (MG)	720,5	Mata Atlântica, Cerrado
Gleissolo Háptico	Cambissolo Háptico + Organossolo Háptico Húmico	Norte do ES (Rio Doce, Rio São Mateus)	378,5	Mata Atlântica
Gleissolo Háptico	Gleissolo Melânico + Organossolo Háptico Sápico	Norte RS (Lagoa dos Quadros), Sul SC (Lagoa do Sombrio, Lagoa do Imaruí), Sul RJ (Foz Rio Guandu, Lago de Itaipu, Lago de Maricá)), Sul ES (Rio Itabapoana, Rio Novo), Triângulo Mineiro (Rio Arantes, Ribeirão dos Patos) e Sul de MG (Rio Verde), Sul GO (Rio Corrente), Norte MS (Rio Taquari)	998,5	Mata Atlântica, Cerrado
Neossolo Quartzarênico Hidromórfico	Organossolo Háptico Sápico	Sul MT e norte MS (Rio Correntes, Rio Taquari), leste TO, norte GO (Rio Corrente)	413,4	Cerrado
Planossolo Háptico	Organossolo Háptico	MT (Rio Esperança, Córrego Samambaia, Córrego Baile), região de Araraquara-SP (Rio Jacaré-guaçu, Rio Jacaré-pepira)	230,4	Cerrado
Soma			19.196,8 km²	

As estimativas em relação à distribuição de turfeiras nos diferentes biomas brasileiros variam consideravelmente (Tabela 1), indicando maior expressão geográfica ora na Amazônia (Gumbricht *et al.*, 2017) ora na Mata Atlântica (GlobalPeatMap2.0). Os principais locais de ocorrência de turfeiras e solos orgânicos no Brasil encontram-se listados na Tabela 4, a partir das informações do GlobalPeatMap2.0 (Greifswald Mire Centre, 2022) e do mapa de solos do Brasil (IBGE, 2021). Essas ocorrências encontram-se também indicadas no mapa da figura 1.

O bioma Amazônia concentraria a maior área de turfeiras e solos orgânicos do país, porém de difícil validação, devido à escassez de informações de campo. A área estimada, de 36.669 km² (Tabela 4), foi obtida a partir da constatação da ocorrência de Organosso-

los associados a Espodossolos na feição geomorfológica da Depressão do Rio Negro-Rio Branco (IBGE, 2021).

No bioma Cerrado, a área estimada de turfeiras é de cerca de 6.925 km², incluindo 3.075 km² no oeste da BA, que correspondem a solos orgânicos em ecossistemas de veredas. Foram incluídos 250 km² de turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional, que não aparecem em nenhuma das estimativas ou mapeamentos anteriores. As áreas mais expressivas localizam-se no estado de MT, ocupando planícies aluviais em Chapada dos Guimarães (Pantanal do Rio das Mortes) e dos Parecis, sob vegetação florestal, como Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, Floresta Estacional Sempre-verde Aluvial e Savana Florestada (Cerradão). Essas ocorrências apresentam grande congruência entre os mapeamentos propostos pelo GlobalPeatMap2.0 (Greifswald Mire Centre, 2022) e pelo mapa de solos do Brasil (IBGE, 2021), exceto para os Organossolos no oeste da BA, que aparecem apenas no segundo.

O bioma Mata Atlântica concentraria cerca de 10.352 km² de turfeiras e solos orgânicos, tanto ao longo da planície costeira quanto nas terras interiores. Cabe destacar que diversas dessas ocorrências correspondem a outros tipos de áreas úmidas identificados por Junk *et al.* (2013), como a planície de inundação do Rio Paraná e as florestas inundadas da planície costeira. Esse sistema de classificação se baseia em critérios hidrológicos e ecológicos, enquanto as turfeiras têm um viés pedológico (solos orgânicos), que por isso transpassa os limites entre as classes do sistema de classificação das áreas úmidas. A planície de inundação do Paraná representa cerca de um terço da área estimada de turfeiras no bioma Mata Atlântica, enquanto as planícies costeiras (associadas a sistemas fluviais, deltaicos e lagunares) concentrariam cerca de 40% da área de turfeiras, estando o restante associado a planícies fluviais nas terras altas dos planaltos do Sul (PR, SC) e Sudeste (SP, RJ).

No bioma Pampa, os cerca de 1.500 km² de área estimada de turfeiras estão associados à planície lagunar Patos-Mirim com fitofisionomias de formações pioneiras, com ocorrências mapeadas tanto no GlobalPeatMap2.0 (Greifswald Mire Centre, 2022) quanto no mapa de solos do Brasil (IBGE, 2021).

Tabela 4. Estimativa das principais ocorrências de ecossistemas de turfeiras (e veredas) a partir do mapa de solos do Brasil na escala 1:250.000 (IBGE, 2021) e do GlobalPeatMap2.0 (Greifswald Mire Centre, 2022).

ID1	Local de ocorrência	Área (km ²)
Cerrado		
1	Pantanal do Rio das Mortes (planícies e terraços fluviais da Chapada dos Guimarães) em fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial e Savana Arborizada com floresta-de-galeria	1.415
2	Planícies fluviais na Chapada dos Parecis, com Savana Arborizada com floresta-de-galeria e Floresta Estacional Sempre Verde Aluvial	904
	Planícies aluviais oeste (rios Primavera e Camararé) e sul (Rios Guaporé e Jauru) (MT)	510

Continua...

ID1	Local de ocorrência	Área (km²)
3	Planície Aluvial dos rios Moji-Guaçu e Pardo associado a Floresta Estacional Semidecidual e formações pioneiras	643 + 128 sob Mata Atlântica
	Serra de Espinhaço Meridional em fitofisionomia de savana gramíneo-lenhosa	250
4	Planícies e terraços fluviais nos Patamares do São Francisco e vegetação gramíneo-lenhosa com floresta-de-galeria (veredas)	3.075
	Total Cerrado	6.925
Mata Atlântica		
5	Planície do rio Paraná com vegetação de formações pioneiras	3.452
6	Planícies lagunares, fluviomarinhas e terraços do Delta do Paraíba do Sul norte do RJ em formações pioneiras	404
6	Planícies e terraços aluviais Região dos Lagos (RJ) formações pioneiras	354
6	Planície litorânea fluviomarinha (RJ) e Baixada Fluminense formações pioneiras, mas largamente afetadas pela urbanização	227
	Vale do Paraíba do Sul fitofisionomia original de floresta estacional semidecídua	236
7	Planícies fluviomarinhas na Zona da Mata nordestina formações pioneiras (sul BA, RN)	355
	Planície fluvial do rio Tietê (SP) com floresta ombrófila densa e formações pioneiras, mas largamente afetado pela urbanização	289
8	Planícies aluviais e colinas do Ribeira do Iguaçu e planície litorânea de SP associado a fitofisionomia de Floresta Ombrófila Densa	1.824
9	Planalto de Curitiba, Santa Catarina e Rio Grande do Sul e planícies aluvio-colvionares com fitofisionomia de formações pioneiras (rios Iguaçu, Iapó, Tibagi e Negro)	2.374
9	Planície litorânea (PR, SC e norte RS) em áreas de formações pioneiras e contatos com floresta ombrófila densa	837
	Total Mata Atlântica	10.352
Pampa		
10	Planície lagunar Patos-Mirim com vegetação de formações pioneiras	1.520
Amazônia		
11	Bacia do Rio Negro na Amazônia na Depressão do Rio Branco-Rio Negro associado a fitofisionomias de campinarana	36.669
	Total Brasil	54.466 km²

¹ Identificação conforme apresentado na figura 1.

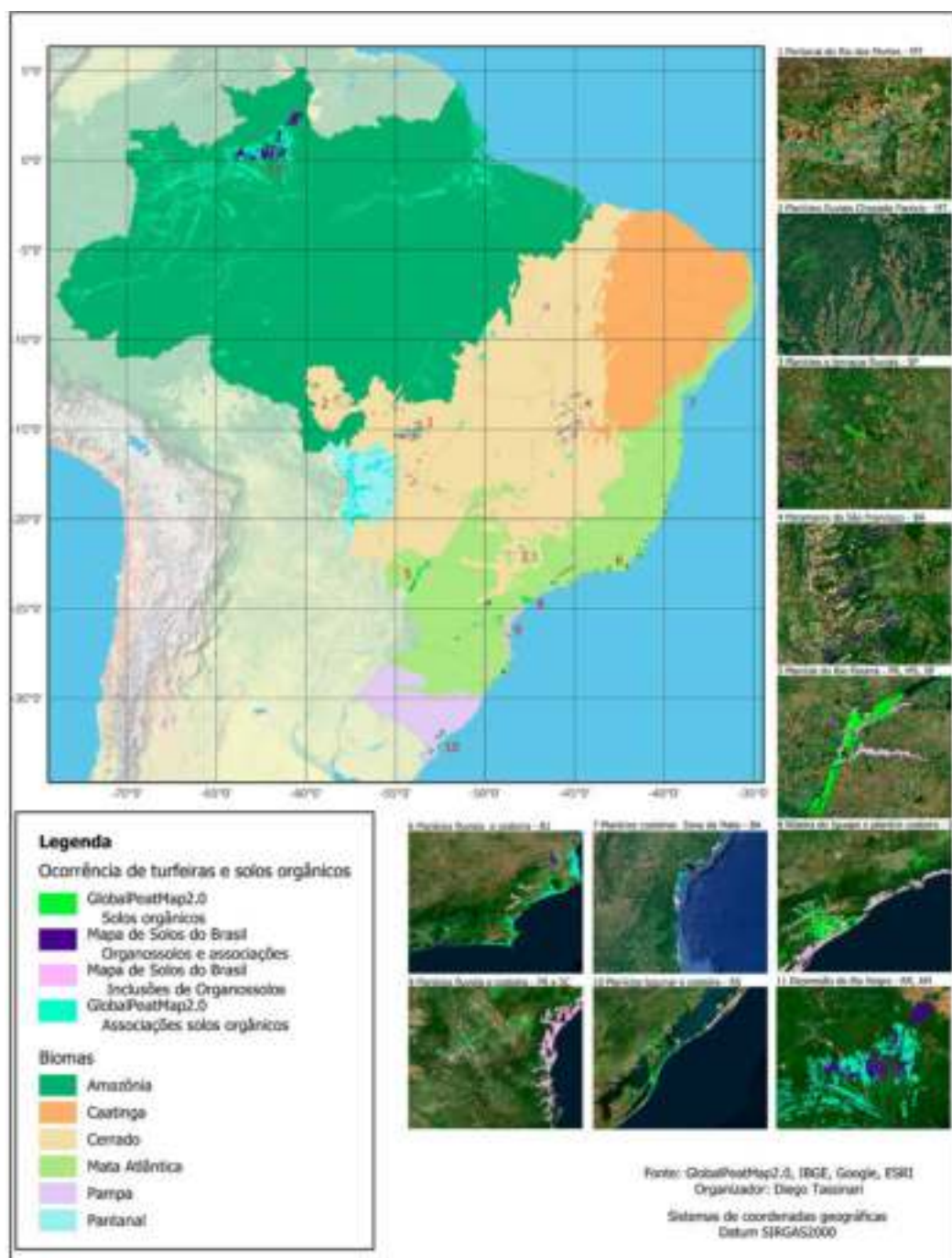


Figura 1. Ocorrências de solos orgânicos e turfeiras no Brasil, conforme o mapa de solos do Brasil na escala 1:250.000 (IBGE, 2021) e o GlobalPeatMap2.0 (Greifswald Mire Centre, 2022). Fonte: os autores.

Na classificação das Áreas Úmidas Brasileiras (Junk *et al.*, 2013) as turfeiras ocupam a posição de macro-habitat. Porém, elas ocorrem em diferentes habitats de vários biomas brasileiros (Tabela 4). Assim, para simplificar, propomos a seguinte classificação das turfeiras brasileiras: turfeiras da Amazônia, turfeiras de planícies litorâneas e planícies fluviais e turfeiras tropicais e subtropicais de montanhas (Figura 2).



Figura 2. Ecossistemas de turfeiras: A e B) Turfeiras tropicais de montanhas da SdEM (Campo limpo úmido e Capão de Mata); C) Turfeiras subtropicais de montanhas (Campos de altitude); D) Turfeiras da Amazônia (Floresta Equatorial); E) Turfeiras da Planície litorânea (Mata Atlântica). Fonte: A e B) Silva *et al.* (2022); C) Perin *et al.* (2021); D) Lahteenoja *et al.*, 2010; E) Pablo Vidal-Torrado (Acervo pessoal).

2.2 Turfeiras da Amazônia

As turfeiras da Amazônia situam-se em diferentes condições geomorfológicas, pedológicas, hidrológicas e fitofisionômicas. Apesar de estimativas globais (Gumbricht *et al.*, 2017; UNEP, 2022) indicarem vastas extensões de turfeiras nesse bioma, que concentraria 85% das turfeiras do Brasil (Tabela 1), informações e validações de campo ainda são incipientes na Amazônia brasileira. Não obstante, trabalhos na Amazônia peruana indicam que as estimativas globais não são excessivamente superestimadas (e.g. Lähteenoja, 2012), ao menos para a Amazônia ocidental.

Levantamentos em nível nacional, como o Mapa de Solos do Brasil, indicam 13.380 km² de Organossolos em associação com Espodossolos e Gleissolos no nordeste do Amazonas e sul de Roraima (IBGE, 2021). Contudo, a elevada produção de biomassa e aporte de matéria orgânica pela vegetação, associada ao ambiente edáfico semióxico (áreas muito extensas de Gleissolos e Espodossolos), favorecem o acúmulo de matéria orgânica no solo, uma vez que a escassez de O₂ e a oligotrofia dificultam a atividade de microrganismos decompositores, levando à formação de espessas camadas de turfa, que podem alcançar 7,5 m (Roucoux *et al.*, 2013).

Nesse sentido, cabe destacar que, além da falta de trabalhos de campo sobre a ocorrência de solos e depósitos orgânicos na Amazônia, tem-se também a falta de clareza nas definições adotadas. Os ecossistemas de turfeiras mapeados até então não são formados apenas por Organossolos, o que é particularmente importante na quantificação das turfeiras amazônicas, fortemente associadas a outros solos, em especial Espodossolos e Gleissolos, o que permite indicar dois sistemas de ocorrências de depósitos orgânicos na Amazônia (Figura 3): nos interflúvios com Espodossolos (Dubroeuq; Volkoff, 1998) e nas planícies fluviais com Gleissolos (Lähteenoja *et al.*, 2013).

A ocorrência de Organossolos em meio a Espodossolos foi constatada por Dubroeuq e Volkoff (1998) no Alto Rio Negro. De acordo com esse estudo, os depósitos orgânicos ocorreriam na porção central dos grandes interflúvios ocupados por Espodossolos, onde a presença do horizonte espódico mais superficial levaria à manutenção da condição de encharcamento próximo à superfície, favorecendo o acúmulo de matéria orgânica. Essa diferença nos solos seria acompanhada pela vegetação, com formações florestais mais exuberantes nos Organossolos e vegetação típica de campinaranas nos Espodossolos. Já no estudo de Lähteenoja *et al.* (2013), foram observadas ocorrências de depósitos orgânicos nas partes mais baixas das planícies de inundação de rios da bacia do Rio Negro, onde a inundação mais duradoura e a elevada deposição de biomassa favoreceram o acúmulo de material orgânico.

O clima atual de grande parte da Amazônia, de acordo com a classificação de Köppen, é Af, equatorial chuvoso. A taxa de crescimento vertical (TCV) e a taxa de acúmulo de carbono (TAC) oscilam, respectivamente, entre 0,46 e 9,31 mm ano⁻¹, e entre 26 e 195 g m⁻² ano⁻¹ (Saleska *et al.*, 2003; Lähteenoja *et al.*, 2009; Lähteenoja *et al.*, 2012). De acordo com Roucoux *et al.* (2013) essas taxas teriam sido influenciadas principalmente pelo regime de inundação, uma vez que teriam sido formadas a partir de 8.870 anos cal. AP (Lähteenoja *et al.*, 2012). Todavia, apesar de o processo de decomposição na superfície da turfeira (acrotelmo), mais óxica, ainda estar ativo, o elevado aporte de matéria orgânica fresca torna a TCV e a TAC mais elevadas em comparação com as camadas inferiores (catotelmo), menos óxicas (saturadas com água) (Clymo, 1987; Belyea & Malmer, 2004).

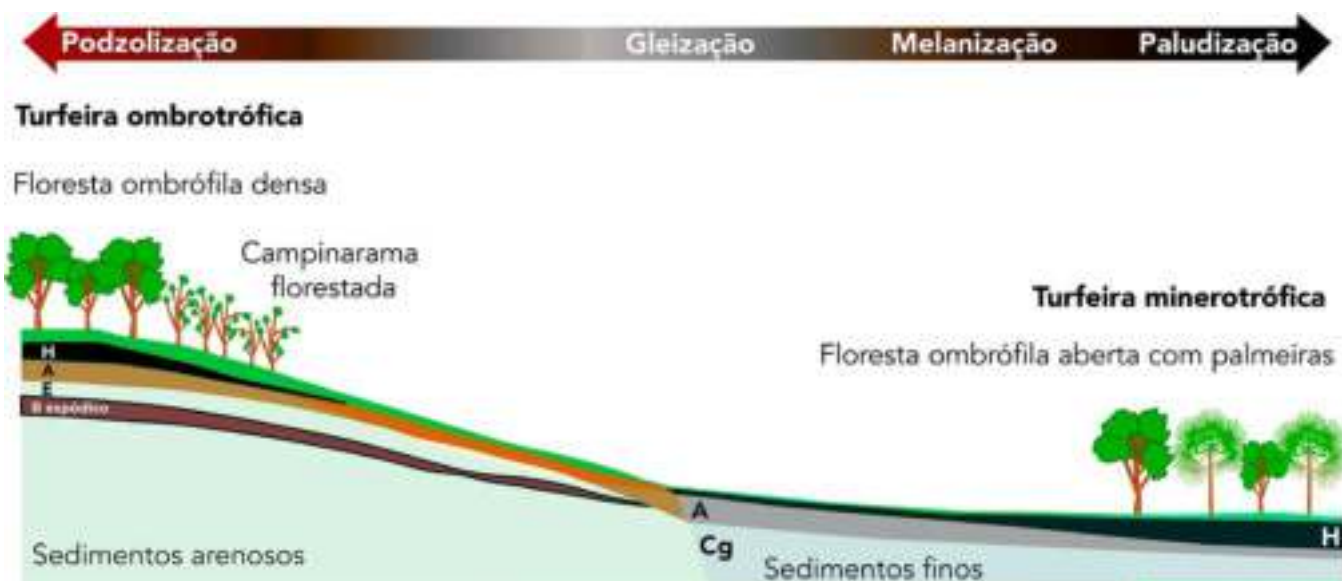


Figura 3. Modelos conceituais de acúmulo de depósitos orgânicos na Amazônia brasileira. À esquerda, formação de horizonte hístico nos interflúvios com Espodossolos e lençol freático superficial por influência do horizonte B espódico (Dubroeuq; Volkoff, 1998). À direita, formação de depósitos orgânicos por paludização nas partes mais baixas de planícies de inundação (Lähteenoja *et al.*, 2013). O, H, A, E, B espódico e Cg: horizontes principais do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos *et al.*, 2018). Fonte: os autores.

2.3 Turfeiras de planícies litorâneas e planícies fluviais

A planície litorânea das regiões sul e sudeste, onde o clima predominante é do tipo Cfa (Köppen), mesotérmico úmido sem estação seca (São Paulo, 1998), foi grandemente influenciada pelas flutuações no nível do mar e por mudanças paleoclimáticas (Suguio *et al.*, 1985; Rossi *et al.*, 2017) e a gênese de seus ecossistemas de turfeiras possui contribuição de depósitos fluviais (meandros abandonados, planícies fluviais) e marinhos (lagunas) (Franchi *et al.*, 2006; UNEP, 2022). Essas turfeiras também foram formadas pela combinação de fatores hidrológicos, bióticos e químicos. A elevada produção de biomassa pela floresta turfosa (Sztutman *et al.*, 2002), associada ao ambiente edáfico semióxico, favorece o acúmulo de matéria orgânica no solo. Outro aspecto é a influência do avanço do mar, no passado, nessas planícies, influenciando a composição química dos sedimentos (orgânicos e inorgânicos), como a adição de enxofre, contribuindo para a gênese dos Organossolos Tiomórficos (Rossi *et al.*, 2017). A formação dessas turfeiras teria iniciado entre 8.000 e 4.000 anos AP (Martin *et al.*, 1996; Soares *et al.*, 2021).

Nas planícies fluviais interioranas, como as do vale do Paraíba do Sul, onde a vegetação original era a Floresta Ombrófila Densa (Devide *et al.*, 2014), a gênese das turfeiras está intimamente ligada ao nível de base local/regional, que controla o nível freático, mantendo-o nas proximidades ou na superfície do terreno. Todos esses fatores contribuem para a formação de espessas camadas de turfa, que teriam sido formadas a partir da transição Pleistoceno/Holoceno (11.080 anos AP) e podem alcançar de 6 a 9 m de espessura (Oliveira, 2002; Berquó *et al.*, 2004).

2.4 Turfeiras tropicais e subtropicais de montanhas

As turfeiras tropicais de montanha da SdEM são encontradas nas depressões das superfícies de aplainamento embasadas por rochas quartzíticas pouco permeáveis, o que possibilitou, inicialmente, o acúmulo sazonal de sedimentos e água nessas depressões. Espécies vegetais adaptadas ao ambiente edáfico oligotrófico e à escassez hídrica sazonal, formadas por matéria orgânica resiliente, rica em lignina e compostos metabólicos secundários como polifenóis (Breemen & Buurman, 2002), colonizavam essas depressões no período da estiagem. No período das chuvas as depressões ficavam alagadas e a vegetação padecia, aportando ao solo essa matéria orgânica resiliente. Ciclos anuais de seca/inundação nas depressões possibilitavam o acúmulo de matéria orgânica, uma vez que o ambiente oligotrófico e mais anóxico a cada ciclo, juntamente à resiliência da matéria orgânica, reduzem a atividade dos microrganismos decompositores. Esse acúmulo possibilitou a gênese dos Organossolos que formam os ecossistemas de turfeiras (Silva *et al.*, 2022).

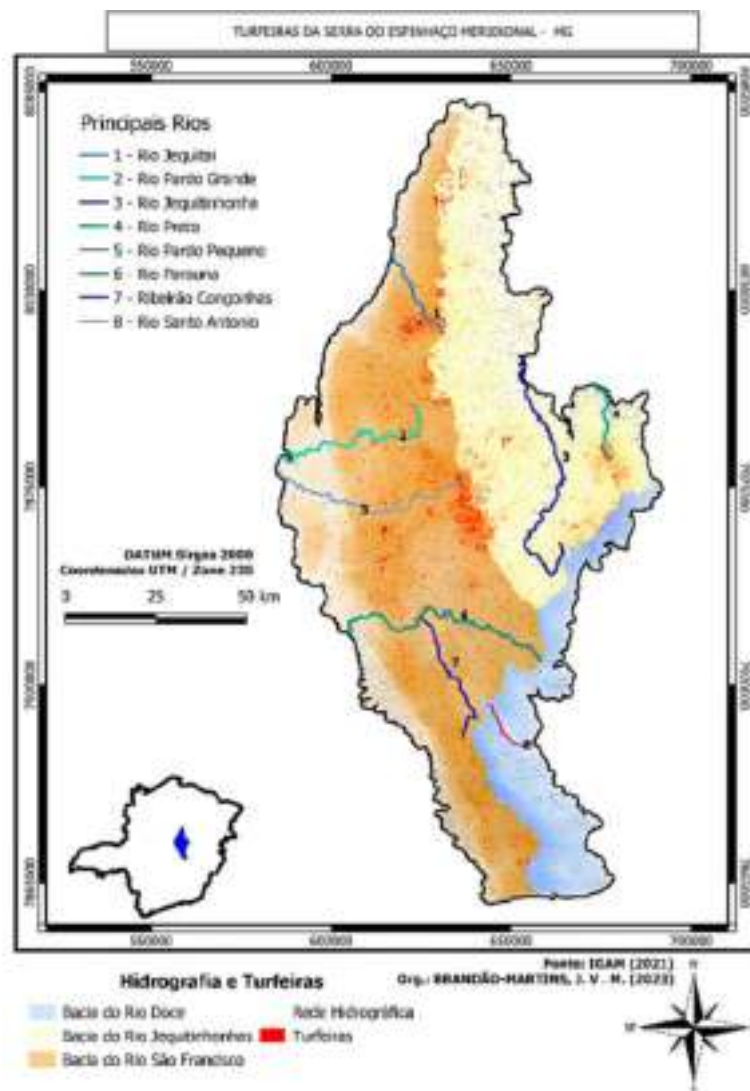
O clima atual na SdEM, de acordo com a classificação de Koppen, é Cwb, tropical de altitude. Contudo, as mudanças paleoclimáticas inferidas nos últimos 32 mil anos, ou seja, desde o Pleistoceno Tardio (Horák-Terra *et al.*, 2015, 2020; Silva *et al.*, 2016, 2017, 2019, 2020; Machado *et al.*, 2021; Costa *et al.*, 2022a e b), também influenciaram na gênese dessas turfeiras, que apresentam idades de até 43 mil anos AP, ora acelerando, ora diminuindo sua taxa de formação. Essas turfeiras podem alcançar 7 m de profundidade e a TCV e a TAC oscilam, respectivamente, entre 0,03 e 11,3 mm ano⁻¹, e entre 0,3 e 70,1 g m⁻² ano⁻¹ (Silva *et al.*, 2022).

As turfeiras subtropicais de montanhas da região sul são formadas pela combinação de fatores climáticos e hidrológicos. As precipitações médias anuais acima de 1.500 mm (clima atual subtropical oceânico, Cfb na classificação de Koppen) contribuem decisivamente para a manutenção do lençol freático próximo à superfície, o que, em conjunto com as temperaturas amenas (média anual abaixo de 16 °C), inibe a ação dos microrganismos decompositores e permite o acúmulo de matéria orgânica oriunda de vegetação predominantemente campestre (Perin *et al.*, 2021). A formação dessas turfeiras teria tido início no Pleistoceno Tardio, a cerca de 43.000 anos AP (Behling *et al.*, 2004; Oliveira *et al.*, 2012) e continuada no Holoceno, com registros de turfa datadas de 8 mil anos AP (Perin *et al.*, 2021), com TCV menor que 0,11 mm ano⁻¹ (Oliveira *et al.*, 2012; Perin *et al.*, 2021).

Mudanças paleoclimáticas inferidas nos últimos 40 mil anos por Oliveira *et al.* (2012), estudando um testemunho de 2 m de profundidade, de uma turfeira da Serra do Tabuleiro - SC, também influenciaram na gênese dessas turfeiras, ora aportando material mineral, ora promovendo acúmulo de material orgânico.

Silva *et al.* (2013) mapearam as turfeiras da porção norte da SdEM (1.181.000 ha) por meio de imagens de satélite e trabalhos de campo e encontraram uma área de 14.288 ha (Figura 4), o que representa 1,21% da área total. Brandão-Martins (2023) mapeou a mesma

área, usando imagens de satélite de maior resolução, em conjunto com imagens de radar e encontrou 25.385 ha de turfeiras, o que representa 2,15% da área total. Na medida em que as técnicas de geoprocessamento avançam e os pesquisadores acumulam dados em trabalhos de campo, os mapeamentos vão ficando cada vez mais precisos. Um fator que provoca a subestimação da área mapeada é que na SdEM ocorrem turfeiras enterradas por sedimentos minerais que são detectadas apenas no campo, por imagens de radar de penetração (GPR) (Campos *et al.*, 2016).



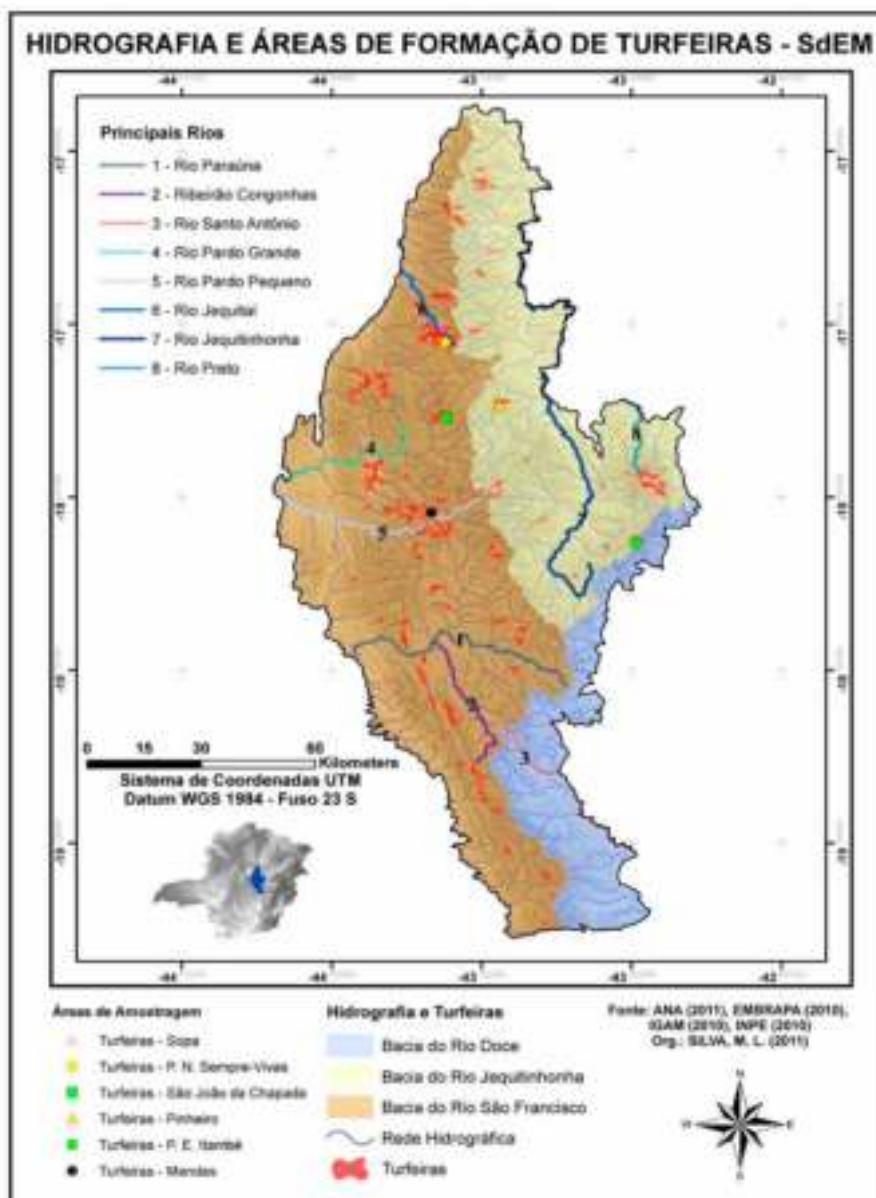


Figura 4. Distribuição das turfeiras nas bacias hidrográficas da Serra do Espinhaço Meridional (SdEM).
Fonte: A) Silva *et al.* (2013); B) Brandão-Martins (2023).

3. SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Os ecossistemas de turfeiras são grandes armazenadores de água e de carbono, contribuindo para regular a vazão de cursos d'água e para mitigar o efeito estufa. De acordo com Campos *et al.* (2012), 83,7% do volume das turfeiras da SdEM é ocupado por água, o teor médio de carbono orgânico é de 32% (Silva *et al.*, 2013) e a densidade média (D_s) varia de 0,44 a 0,09 g cm⁻³ (Bispo *et al.*, 2016). O volume de água de turfeiras das terras altas da região sul varia de 87,6 a 61,3%, o teor de carbono orgânico oscila entre 36,8 e

16,7% e a Ds varia de 0,35 a 0,06 g cm⁻³ (Oliveira *et al.*, 2012). Estudando quatro turfeiras da bacia do Rio Negro – AM, Lähteenoja *et al.* (2013) encontraram volumes médios ocupados por água entre 84,8 e 54,1%, teores médios de carbono orgânico entre 46,6 e 31% e Ds média variando de 0,31 a 0,14 g cm⁻³. A seguir serão apresentadas estimativas de sequestro de carbono e de armazenamento de água nas turfeiras brasileiras.

3.1 Sequestro de carbono

As turfeiras estocam um terço do carbono dos solos do planeta, que corresponde ao dobro da quantidade de carbono encontrada em toda biomassa florestal da Terra. Manter esse carbono sequestrado é fundamental para alcançar as metas climáticas globais (UNEP, 2022).

A ONU estima que turfeiras ocupam 260.000 km² da área do Brasil (UNEP, 2022). Não há estimativas para o estoque de carbono nas turfeiras brasileiras, mas, considerando que elas representam 5,4% das turfeiras do planeta, estocariam cerca de 24.300 a 35.100 Mt de carbono orgânico, divididos da seguinte maneira: entre 21.870 e 31.590 Mt na Amazônia, entre 2.382 a 3.440 Mt nas planícies litorâneas e fluviais, de 48,6 a 70,2 Mt nas turfeiras tropicais e subtropicais de montanhas.

As estimativas da área ocupada pelas turfeiras no Brasil apresentadas neste trabalho (54.466 km² - Tabela 4 e Figura 1), são mais conservadoras, representando cerca de 21% da área estimada pela ONU (UNEP, 2022). Dessa forma, o estoque de carbono orgânico estaria entre 5.100 e 7.300 Mt, dos quais, 67% (entre 3.400 e 4.900 Mt) estariam estocados nas turfeiras da Amazônia.

Estimativas de Terra *et al.* (2023) apontam que o Cerrado estoca 145,62 t ha⁻¹, considerando a vegetação, as raízes e o solo. Ampliando essa estimativa para todo o bioma Cerrado (2.045.000 km² – 23% do Brasil), o estoque de carbono chegaria a 29.780 Mt. Assim, o estoque de carbono nos solos das turfeiras brasileiras (29.700 Mt), que cobrem cerca de 3% do Brasil (UNEP, 2022), seria semelhante ao estoque de carbono em todo o bioma Cerrado (raízes, parte aérea e solo), em uma área 7,7 vezes menor. De acordo com nossas estimativas, o estoque de carbono nas turfeiras do Brasil seria de 6.200 Mt, o que corresponde a 21% de todo o carbono sequestrado no bioma Cerrado, mas em uma área 37 vezes menor. Isso ilustra a enorme importância das turfeiras como sequestradoras de carbono.

Estimativas mais acuradas de estoque de carbono foram feitas para a SdEM, considerando a área ocupada pelas turfeiras, a profundidade média, o teor médio de carbono orgânico e a Ds média de várias turfeiras dessas terras altas (Silva *et al.*, 2013). Usando imagens de satélite mais precisas, imagens de radar e outro protocolo de identificação de turfeiras, Brandão-Martins (2023) estimou em 25.385 ha a área ocupada por turfeiras na SdEM. A Tabela 5 apresenta os dados obtidos por Silva *et al.* (2013) e por Brandão-Martins (2023).

O estoque total de carbono orgânico nas turfeiras da SdEM é de 4,9 Mt, pelas estimativas de Silva *et al.* (2013) e de 8,7 Mt pelo mapeamento realizado por Brandão-Martins (2023), o que representa cerca de 341 t ha⁻¹ (Tabela 5).

Tabela 5. Área mapeada, área com turfeiras, profundidade, densidade e teor de carbono médios e estoque de carbono nos ecossistemas de turfeiras da SdEM

Área mapeada	Área com Turfeiras	Volume total das turfeiras	Prof. média	Ds média	C médio	Estoque total de C	Estoque médio de C
ha	ha	m ³	m	tm ⁻³	dag kg ⁻¹	t	t ha ⁻¹
1.181.000 ¹	14.288	170.027.200	1,19	0,48	32	4.877.840	341
1.181.000 ²	25.385	302.081.500	1,19	0,48	32	8.666.292	341

Prof.: profundidade média; Ds: densidade do solo média; C: teor de carbono orgânico médio. Fonte: adaptado de ¹Silva *et al.* (2013) e de ²Brandão-Martins (2023).

Cabe salientar que a área total da SdEM é de 2.000.000 ha (Almeida Abreu *et al.*, 2005) e que, dessa forma, cerca de 60% dessa serra teve suas turfeiras mapeadas. Extrapolando os resultados obtidos por Silva *et al.* (2013) e Brandão-Martins (2023) para a área total da SdEM, teríamos um estoque total de carbono orgânico de, respectivamente, 6,9 e 12,4 Mt.

Esses resultados, ainda que inferiores às estimativas a partir de dados da ONU (24,3 a 35,1 Mt de carbono estocado nas turfeiras da SdEM), são mais precisos, uma vez que, enquanto a ONU utilizou modelagem matemática para fazer as estimativas, Silva *et al.* (2013) e Brandão-Martins (2023) utilizaram dados de campo e de laboratório. Outro fator a ser considerado é que foram detectadas no campo, por imagem de radar de penetração (GPR), turfeiras enterradas por sedimentos minerais (Campos *et al.*, 2016), cuja área é desconhecida e que pode impactar no estoque total de carbono orgânico nas turfeiras da SdEM. Na medida em que os conhecimentos avançam, com mapeamentos mais precisos sendo realizados, novas determinações do volume das turfeiras com base em prospecções de campo e na profundidade média dessas turfeiras e novas determinações do teor de matéria orgânica e da Ds de suas camadas, as estimativas vão ficando cada vez mais acuradas.

Amostras coletadas em 25 testemunhos (perfis) de turfeiras da SdEM, situados entre 1.160 e 2.062 m, possibilitaram datar por radiocarbono 111 camadas de turfa. Essas camadas se situam entre 4 e 419 cm de profundidade e apresentam idades variando de moderna a 43.696 anos cal. A. P., com idade média de 9.929 cal. anos A. P. Os teores médios de C, de N e da razão C/N dessas camadas são, respectivamente, 25,54 dag kg⁻¹, 0,82 dag kg⁻¹ e de 36,5. Esses ecossistemas de turfeiras começaram a se formar há 43.686 cal. anos A. P. e a idade média de suas camadas basais é de 14.646 anos cal. A. P. Assim, pode-se inferir que esses ecossistemas sequestram carbono desde o Pleistoceno Tardio (Silva *et al.*, 2022).

A taxa de crescimento vertical (TCV) e a taxa de acúmulo de carbono (TAC) foram estimadas, respectivamente, em função da espessura e da idade radiocarbônica das camadas; e da TCV, do teor de carbono e da densidade da matéria orgânica. A profundidade

das camadas datadas variou de 4 a 419 cm e a idade de moderna a 43.686 anos cal. A. P. O teor de C das camadas datadas variou de 2 a 49,3 dag kg⁻¹, com mediana e média de, respectivamente, 28,1 e 27 dag kg⁻¹. A TCV oscilou entre 0,034 e 11,3 mm ano⁻¹, com mediana e média de, respectivamente, 0,15 e 0,62 mm ano⁻¹. A TAC variou entre 0,3 e 70,1 g m⁻² ano⁻¹ (3 a 701 kg ha⁻¹ ano⁻¹), com mediana e média de, respectivamente, 10,3 e 14,5 g m⁻² ano⁻¹ (103 e 145 kg ha⁻¹ ano⁻¹).

Considerando os valores medianos da TCV e da TAC e a idade média das camadas datadas por 14C (9.929 anos cal. A. P.), estimou-se que a TCV média e a TAC média durante o Holoceno foram de, respectivamente, 1,5 m e de 103 kg m⁻². Assim, o acúmulo médio de carbono no Holoceno seria de 1.022 t ha⁻¹, caso esse crescimento fosse linear e não houvesse interferências, como mudanças climáticas (períodos secos), incêndios e, nos últimos 300 anos, antropização. Esse acúmulo (somente no solo) é cerca de 7,1 vezes maior do que o estoque de carbono obtido por Terra *et al.* (2023) para o Cerrado, considerando solo, raízes e vegetação (145,5 t ha⁻¹ de carbono orgânico).

Esses dados, ainda que estimados, demonstram o potencial dos ecossistemas de turfeiras da SdEM em sequestrar carbono, uma vez que o acúmulo continua no século 21, principalmente (ou somente) nas turfeiras protegidas por unidades de conservação. Um grande paradoxo está colocado: esses ecossistemas contribuem para o sequestro de carbono, minimizando o aquecimento global, mas o aquecimento global (e a antropização) pode acelerar as perdas de C para a atmosfera, contribuindo para a redução da TCV e da TAC (Silva *et al.*, 2022).

Proteger as áreas úmidas, como os ecossistemas de turfeiras da SdEM, não é importante apenas local e regionalmente, mas tem efeitos incisivos no ciclo global do carbono, afetando, além da humanidade, o clima e a biodiversidade do planeta.

3.2 Armazenamento e disponibilidade de água

A função dos ecossistemas de turfeiras no ciclo hidrológico vai além do simples armazenamento de água. Elas funcionam como uma “esponja” (Gorham, 1991; Campos *et al.*, 2012; Barral, 2018), armazenando o excedente hídrico do período chuvoso e o liberando lentamente no período seco, influenciando ou regulando a vazão de cursos d’água. Assim como para o carbono sequestrado, não há estimativas para o volume de água armazenado nas turfeiras brasileiras, com exceção para as da SdEM. Contudo, com dados encontrados na literatura para turfeiras de várias regiões do Brasil, pode-se fazer algumas inferências.

Os Organossolos dos ecossistemas de turfeiras apresentam enorme capacidade de retenção de água (peso/peso), variando entre 36 e 1.727% (Campos *et al.*, 2011, Silva *et al.*, 2013; Bispo *et al.*, 2015) ou, em volume/volume, entre 96 e 63% e quanto maior o teor de material orgânico e menor a Ds, maior a capacidade de retenção de água (Silva *et al.*, 2022).

Nas turfeiras da bacia do Rio Negro – AM estudadas por Lähteenoja *et al.* (2013), os volumes médios ocupados por água oscilaram entre 84,8 e 54,1% (média de 70%) e a profundidade variou entre 1,50 e 0,30 m (média de 1,00 m). O volume de água de turfeira das turfeiras subtropicais de montanhas varia de 87,6 a 61,3% (Oliveira *et al.*, 2012), com média de 75% e a profundidade varia de 3,49 a 0,75 m (Behling *et al.*, 2004; Roth *et al.*; 2008; Oliveira *et al.*, 2012; Perin *et al.*, 2021), com média de 1,70 m. Para as turfeiras das planícies fluviais do sudeste, foram encontradas profundidades oscilando entre 6,43 e 3,19 m (Oliveira, 2002; Berquó *et al.*, 2004), com média de 4,56 m. De acordo com Campos *et al.* (2012), 83,7% do volume das turfeiras tropicais de montanhas da SdEM é ocupado por água e a profundidade média é de 1,19 m (Silva *et al.*, 2013).

Considerando as estimativas da área ocupada com turfeiras na Amazônia (234.000 km²), o volume médio estimado ocupado com água (70%) e a profundidade média estimada (1,0m), pode-se inferir que essas turfeiras armazenam pelo menos 163,8 km³ de água. As turfeiras das planícies litorâneas e fluviais ocupam 25.480 km² (estimativa), apresentam profundidade média estimada de 4,56 m e o volume ocupado com água é de 70% (média ponderada do volume ocupado com água das turfeiras das outras regiões). Assim, a estimativa é que essas turfeiras armazenam cerca de 8,1 km³ de água. Nas turfeiras subtropicais de montanhas, a área estimada ocupada com turfeiras é de 260 km² e suas profundidades e volume de água médios estimados são de 1,70 m e 75%. Assim, infere-se que as turfeiras das terras altas do sul armazenam 0,3 km³ de água. Assim, o volume de água armazenado nas turfeiras brasileiras seria superior a 172 km³, pelo menos cinco vezes maior que o volume máximo de água armazenado no reservatório da UHE Sobradinho - BA (34,1km³) (CHESF, 2023).

De acordo com a nossa estimativa de área ocupada por turfeiras no Brasil (55.466 km² – Tabela 4 e Figura 1) e considerando uma profundidade média de 1,2 m, o volume de água armazenado seria de 66 km³, quase o dobro do volume máximo de água do reservatório da UHE Sobradinho.

Estimativas mais acuradas foram feitas para a SdEM. Campos *et al.* (2012) mapearam a área e o volume do ecossistema de turfeira Pau-de-Fruta, manancial que abastece a área urbana de Diamantina (MG). A área total do ecossistema é de 81,75 ha e o volume, mapeado a partir de informações da profundidade obtidas em 404 pontos é de 729.804 m³. Esses autores também estimaram que 83,7% do volume de solos orgânicos da turfeira estava ocupado por água. Assim, o volume total de água armazenado na turfeira Pau-de-Fruta é de 629.782 m³, equivalente a 7.704 m³ ha⁻¹. Por meio do balanço hídrico anual, Campos *et al.* (2012) obtiveram que, apesar de essa turfeira ocupar somente 11,9% da área da bacia do Córrego das Pedras, ela armazena cerca 98,2% do excedente hídrico anual da bacia.

O mapeamento de 1.180.000 ha (11.800 km²) da SdEM realizado por Silva *et al.* (2013) possibilitou a identificação de 14.288 ha (142,9 km²) de ecossistemas de turfeiras e a estimativa de que elas teriam a capacidade de armazenar cerca de 142 milhões

de m^3 de água, o que corresponderia a uma lâmina de água armazenada nesses solos de $9.948 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ou 995 mm. De acordo com o mapeamento das turfeiras da SdEM realizado por Brandão-Martins (2023), as estimativas sobem para 255 milhões de m^3 de água ($0,26 \text{ km}^3$). Considerando os 2.000.000 ha (20.000 km^2) de toda a SdEM (Almeida Abreu, 2005), as estimativas elevam-se para 360 milhões de m^3 ($0,36 \text{ km}^3$).

Duas turfeiras da SdEM (cabeceira do Rio Preto, situada dentro do Parque Estadual do Rio Preto, com $0,366 \text{ km}^2$ de área de recarga hídrica e cabeceira do Rio Araçuaí com $1,013 \text{ km}^2$ de área de recarga hídrica), que distam entre si por 200 m, têm suas vazões específicas (VE) medidas mensalmente no exutório desde 2016. Até janeiro de 2023 os dados oscilaram de 5 a $90 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ e são fortemente influenciados pela estação do ano (seca e chuvosa), pelas precipitações mensal e diária e pela conservação da área (dentro e fora de unidade de conservação). Na turfeira Rio Preto (preservada) a VE nunca é menor que $18 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ e praticamente sempre é mais elevada do que na turfeira Araçuaí (antropizada), onde a vazão baixa para até $5 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ na estação seca (Silva *et al.*, 2022).

O nível do lençol freático dessas mesmas turfeiras (Rio Preto e Araçuaí) e variáveis climáticas estão sendo monitorados diariamente desde junho de 2016, respectivamente, por medidores de nível instalados em piezômetros nas turfeiras e por uma estação meteorológica automática instalada nas proximidades das turfeiras. O nível anual do lençol freático oscilou negativamente com mais intensidade na turfeira Araçuaí (antropizada), onde alcançou o valor máximo de 0,9 m e mínimo de 0,1 m abaixo da superfície. Na turfeira Rio Preto (preservada), a oscilação negativa foi 50% menor, alcançando 0,6 m abaixo da superfície e chegando a formar uma lâmina d'água de 0,3 m acima da superfície (Silva *et al.*, 2022).

Os dados referentes ao armazenamento de água, à vazão e ao nível freático obtidos em turfeiras da SdEM comprovam o “efeito esponja” (Gorham, 1991) e sua importância na regulação da vazão de cursos d'água, principalmente no período seco do ano. Mostram também a fragilidade desses ecossistemas, que perdem gradativamente sua função hidrológica com a antropização.

3.3 Qualidade das águas

A qualidade das águas é resultado das interações entre os processos hidrológicos, pedológicos e antrópicos que influenciam os ecossistemas de turfeiras. No Brasil, poucos são os estudos realizados sobre a qualidade da água de turfeiras, com destaque para os estudos conduzidos nas turfeiras da SdEM. São apresentados também dados referentes à qualidade das águas do Rio Negro – AM, bacia que apresenta maior concentração de turfeiras no Brasil e cujo nome é uma alusão à cor escura de suas águas, efeito de elevada concentração de ácidos orgânicos oriundos das turfeiras de sua bacia.

As flutuações do nível freático são cruciais para manutenção dos ecossistemas de turfeiras tropicais, uma vez que controlam os processos de acúmulo e decomposição da matéria orgânica. Essas flutuações também influenciam a composição química da água, o fluxo de gás carbônico (CO_2) e metano (CH_4) para a atmosfera e controlam o aporte de

carbono nas águas de turfeiras (Kettridge *et al.*, 2015). Os parâmetros físicos, químicos e biológicos que influenciam a qualidade das águas de turfeiras da SdEM e do Rio Negro são destacados a seguir.

Parâmetros físicos de qualidade da água

Estudos indicam que, na região da SdEM, a temperatura das águas das turfeiras tende a apresentar diferenças sazonais expressivas variando entre 12,7 e 20,1 °C. A antropização provoca o aumento da temperatura média da turfeira em cerca de 2 °C (Silva *et al.*, 2022).

A cor das águas está relacionada à presença de sólidos dissolvidos, enquanto a turbidez está associada a sólidos suspensos. Normalmente as águas das turfeiras da SdEM (Bispo *et al.*, 2016; Barral, 2018) e do Rio Negro (Kuchler *et al.*, 2000), que possui elevada concentração de turfeiras em sua bacia, apresentam coloração mais escura, com valores acima dos limites estabelecidos na Resolução Conama n.º 357/2005 para corpos d'água de classe 2 (75 mg Pt/L) (Zon, 2008). A cor pode ainda ser associada a parâmetros químicos, de modo a gerar informações importantes para a caracterização desses ambientes (Worral *et al.*, 2002). Assim como o Rio Negro (Kuchler *et al.*, 2000), as turfeiras da SdEM apresentam águas com baixa turbidez (Bispo *et al.*, 2016; Barral, 2018), sendo a elevação desse parâmetro um importante indicador de degradação.

Parâmetros químicos de qualidade da água

O pH está relacionado ao aporte de ácidos orgânicos e inorgânicos no meio aquático (Maia *et al.*, 2008). Nas turfeiras da SdEM, o pH é menor de 6 e por vezes menor que 5 (Bispo *et al.*, 2016; Barral, 2018) e na bacia do Rio Negro varia entre 3,9 e 6,1 (Lähteenoja *et al.*, 2013; Kuchler *et al.*, 2000).

A condutividade elétrica (CE) das águas das turfeiras da SdEM é muito baixa, menor que 0,02 mS cm⁻¹ (Bispo *et al.*, 2016; Barral, 2018). A CE das águas da bacia do Rio Negro também é baixa, menor que 0,09 mS cm⁻¹ (Kuchler *et al.*, 2000).

Em relação ao oxigênio (OD), Bispo *et al.* (2016) verificaram uma dinâmica espacial desse parâmetro nas turfeiras da SdEM, com menores concentrações (4 mg L⁻¹) nos trechos mais próximos à cabeceira, enquanto nas outras áreas as concentrações variaram na faixa entre 5 e 6 mg L⁻¹.

Os estudos realizados em turfeiras da SdEM indicam valores de DQO entre 8 e 81 mg/L, sem uma sazonalidade significativa (Bispo *et al.*, 2016; Barral, 2018). Os valores de DBO apresentaram-se em torno de 0,11 mg/L (Bispo *et al.*, 2016), indicando baixa biodegradabilidade da matéria orgânica e/ou reduzida atividade microbiana.

A concentração média de COT (carbono orgânico total) variou de 3 a 5 mg L⁻¹ e a carga de carbono exportado pelas turfeiras da SdEM apresentou variação espacial (média entre 15,8 e 58,18 mg s⁻¹) e temporal (de 3,87 a 167 mg s⁻¹) (Barral, 2018). Bispo *et al.* (2016) encontraram concentrações médias de COT mais elevadas nas mesmas turfeiras, entre

10 e 16 mg L⁻¹, sendo valores mais elevados obtidos em turfeira antropizada. Contudo, os dados foram obtidos na estação chuvosa, quando o nível freático sobe e solubiliza as substâncias húmicas das camadas superficiais da turfeira (Barral, 2018). Na bacia do Rio Negro, os teores de COT variaram entre 3 e 21 mg L⁻¹ (Kuchler *et al.*, 2000).

A presença de metais e nutrientes dissolvidos é fortemente afetada pelas características climáticas e geológicas da região da turfeira. Bispo (2013) e Kuchler *et al.* (2000) verificaram baixas concentrações de macro (P, K, N, S) e micronutrientes (P, Mn, Zn, Cu), respectivamente, nas águas das turfeiras da SdEM e nas águas do Rio Negro, com a maioria dos valores abaixo do limite de detecção e concentrações significativas de Fe e Al nas águas das turfeiras. Esses resultados foram associados às características das rochas quartzíticas (baixos teores de nutrientes e alta resistência ao intemperismo), bem como às características da matéria orgânica (Silva *et al.*, 2022).

4. BIODIVERSIDADE

As turfeiras brasileiras são encontradas nos maiores biomas brasileiros, como a Floresta Amazônica, o Cerrado, a Mata Atlântica (Mata de Araucárias incluída nesse bioma) e Pampa (Tabela 4 e Figura 1). Na Floresta Amazônica ocorrem nas fitofisionomias floresta ombrófila densa, campinarana, mata de igapó e em formações savânicas (Lahteenoja *et al.*, 2010, 2012; Roucoux *et al.*, 2013, 2017). No Cerrado ocorrem principalmente sob vegetação de campo limpo úmido e floresta estacional semidecidual (capões de mata) (Silva *et al.*, 2022). Na Mata Atlântica distribuem-se na floresta turfosa (Sztutman *et al.*, 2002) e floresta ombrófila densa (D’Orazio, 2012). Na Mata de Araucárias ocorrem sob os campos de altitude (Pillar *et al.*, 2009) e no Pampa, sob formações pioneiras.

As turfeiras da Amazônia são colonizadas principalmente por vegetação florestal (floresta ombrófila densa e mata de igapó). Estudos conduzidos por Roucoux *et al.* (2013) em vegetação sobre turfeira na Amazônia peruana mostram o predomínio das seguintes espécies no dossel florestal (diâmetro do tronco > 10 cm): *Mauritia flexuosa* (Arecaceae), *Mauritiella armata* (Arecaceae), *Tabebuia insignis* (Bignoniaceae), *Symphonia globulifera* (Clusiaceae), *Hevea guianensis* (Euphorbiaceae) e *Amanoa aff. guianensis* (Euphorbiaceae).

A fauna da Amazônia é extremamente rica e diversificada. Não foram encontrados estudos específicos relacionados à fauna dos ecossistemas de turfeiras nesse bioma. Contudo, pode-se inferir que primatas como o macaco aranha (*Ateles sp.*), o macaco prego (*Sapajus sp.*), o bugio (*Alouatta sp.*), felinos como a onça-pintada (*Panthera onca*) e a suçuarana (*Puma concolor*), outros mamíferos como a anta (*Tapirus terrestris*), o cateto (*Pecari tajacu*) a lontra (*Lontra longicaudis*), a irara (*Eira barbara*) e aves como a harpia (*Harpia harpyja*) e arara (*Ara chloropterus*) habitem as fitofisionomias que colonizam as turfeiras da Amazônia.

As turfeiras do Cerrado estão representadas nesse estudo pelas turfeiras tropicais de montanhas da SdEM, serra essa que constitui uma barreira biogeográfica que separa dois importantes biomas brasileiros: as áreas florestais da Mata Atlântica em sua encosta oriental, e áreas abertas de Cerrado até sua encosta oeste (Giulietti *et al.*, 1997; Silveira *et al.*, 2016). A cobertura vegetal predominante desses ecossistemas é o campo limpo úmido, mas ocorrem “ilhas” de floresta estacional semidecidual, conhecidas localmente como “capões de mata”, formados principalmente por espécies do Cerrado e da Mata Atlântica (Gonçalves, 2021).

Os estudos disponíveis indicam que essas ilhas de vegetação (capões de mata), espalhadas na paisagem, podem conter comunidades muito distintas entre si e são fundamentais para a complementaridade e conectividade da flora regional da SdEM (Costa *et al.*, 2021). Os campos limpos úmidos são caracterizados por denso estrato e ocorrem em altitudes superiores a 1.100 m. Dado seu potencial de acumulação e liberação contínua da água, essas áreas ficam nas cabeceiras dos rios e em áreas de depressões de superfícies planas, com drenagem comprometida (Mendonça Filho *et al.*, 2022).

De acordo com Mendonça Filho *et al.* (2022), já foram identificadas, nas turfeiras da SdEM, 50 famílias, 83 gêneros e 111 espécies mais comuns, das quais 66% ocorrem em formações campestres (44% em campo limpo seco e 22% em campo limpo úmido) e 34% em formações florestais (na maioria capões de mata e algumas nas matas ripárias da Serra do Cipó).

Nas turfeiras da SdEM o estrato herbáceo denso é formado principalmente por representantes das famílias Cyperaceae (*Rhynchospora* spp., *Lagenocarpus* spp.), Poaceae (*Chusquea pinifolia* (Nees) Nees, *Loudetiopsis chrysothrix* (Nees) Conert), Xyridaceae (*Xyris platystachya* L.A. Nilsson ex Malme, *Xyris* spp.) e Melastomataceae (*Cambessedia hilariana* (Kunth) DC., *Lavoisiera imbricata* (Thunb.) DC., *Microlicia* spp.) (Figura 8). Essas plantas também ocorrem nos campos rupestres que circundam os campos úmidos. Algumas espécies ocorrem exclusivamente em áreas encharcadas ou alagadas, como *Eriocaulon aquatile* Mart. ex Körn., *Leiothrix fluitans* (Mart.) Ruhland, *Sygonanthus hygrotrichus* Ruhland, *Mayaca* spp., *Paepalanthus planifolius* (Bong.) Körn., *P. distichophyllus* Mart. e *P. flaccidus* (Bong.) Kunth (Mendonça Filho *et al.*, 2022).

Eriocaulaceae é uma das famílias mais características dessas áreas altas da Serra do Espinhaço, com várias espécies conhecidas e comercializadas como sempre-vivas. Algumas dessas espécies, com importância econômica local, ocorrem nos campos úmidos, como *Comanthera xeranthemoides* (Bong.) L. R. Parra & Giul. e *C. centauroides* (Bong.) L. R. Parra & Giul., ambas conhecidas popularmente pelo nome de jazida. Há ainda espécies de outras famílias, como Cyperaceae e Xyridaceae, que ocorrem nessas áreas úmidas e que também são colhidas e comercializadas na região de Diamantina - MG, como espécies de *Rhynchospora* (estrelinha), *Xyris* (espeta-nariz, abacaxizinho), além de *Cephalostemum riedelianus*, típico de áreas úmidas e único representante da família Rapateaceae na Serra do Espinhaço (Mendonça Filho *et al.*, 2022).

Outro aspecto importante é o grande número de espécies endêmicas e ainda pouco conhecidas pela ciência. Silveira (1908, 1928) descreveu espécies novas de Eriocaulaceae, endêmicas pouco conhecidas, como *Actinocephalus coutoensis* (Silveira) Sano e *Paepalanthus diamantinensis* Moldenke (Mendonça Filho *et al.*, 2022).

A biodiversidade animal também é muito rica. Há registros de 82 espécies de mamíferos na SdEM (Lessa, 2005). Circulam pelas turfeiras e áreas de recarga hídrica grandes mamíferos, como o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), a suçuarana (*Puma concolor*), o tatu-canastra (*Priodontes máximus*); pequenos mamíferos, como o mocó (*Kerondon rupestris*), o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), a catita (*Gracililanus agilis*), o rato de árvore (*Thalpomis lasiotis*); aves como o *sui generis* beija-flor-de-gravatinha-verde (*Augastes scutatus*) e a endêmica perereca-de-pijama (*Boana cipoensis*), dentre muitos outros (UNEP, 2022; Zeller *et al.*, 2020; Lessa, 2005).

As turfeiras da Mata Atlântica, representadas neste estudo pelas turfeiras de planície litorânea e planície fluvial, apresentam, respectivamente, as fitofisionomias floresta turfosa e floresta ombrófila densa. Estudos conduzidos por Sztutman *et al.* (2002), no Vale do Ribeira – SP, mostram que a floresta turfosa apresentou 47 espécies e as duas famílias mais ricas nessa área foram Myrtaceae, com nove espécies (19,6%), Lauraceae, com sete espécies (15%) e Euphorbiaceae e Myrsinaceae seguiram a lista das famílias mais ricas, apresentando três espécies cada (6,5%). As espécies mais comuns são a *Tapirira guianensis*, *Eugenia umbelliflora*, *Alchornea triplinervia*, *Ternstroemia brasiliensis*, *Ilex pseudobuxus*, *Myrcia acuminatissima*, *Rapanea venosa*, *Guatteria australis*. A espécie *Ilex dumosa* Reissek (Aquifoliaceae) ocorre apenas nas partes mais profundas das turfeiras (Sztutman *et al.*, 2002).

Em estudo conduzido por D’Orazio (2012) na floresta ombrófila densa das planícies fluviais do Rio Paraíba do Sul – SP, foram listadas 89 espécies, de 70 gêneros, distribuídos em 37 famílias. Do total de espécies encontradas, 58 apresentaram hábito arbóreo, 14 ocuparam o nicho das trepadeiras, oito foram formas arbustivas e cinco, epífitas. Não foram identificadas 14,56% das espécies, com classificação até gênero para um arbusto (*Miconia*), quatro árvores (*Jacaranda*, *Eugenia*), duas herbáceas (*Piper* e *Solanum*) e seis trepadeiras (*Amphilophium*, *Cissus*, *Evolvulus*, *Fridericia*, *Serjania*). Dentre as espécies encontradas, destacam-se a *Tabebuia umbellata*, *Alchornea triplinervia*, *Sebastiania commersoniana*, *Erythrina crista-galli*, *Inga vera subsp. affinis*, *Heteropterys pteropetala*, *Eugenia florida*, *Myrcia multiflora*, *Picramnia sellowii*, *Securidaca rivinifolia* var. *rivinifolia*, *Chrysophyllum marginatum*, *Cecropia pachystachya* e *Coussapoa microcarpa* (D’Orazio, 2012).

A fauna da Mata Atlântica também é extremamente rica em espécies de mamíferos, aves, répteis, anfíbios e insetos, dentre outros. Muitos deles estão ameaçados de extinção, uma vez que esse é o bioma mais degradado do Brasil. Não foram encontrados estudos específicos relacionados à fauna dos ecossistemas de turfeiras nesse bioma.

Contudo, pode-se inferir que primatas como o macaco prego (*Sapajus sp.*), o bugio (*Alouatta sp.*), o sauá (*Callicebus sp.*) e aves como o jacu (*Penelope obscura*), a jacutinga (*Aburria jacutinga*), o frango d'água (família Rallidae) e a saracura (*Laterallus rogersi*), habitem suas florestas.

Os campos de altitude que colonizam as turfeiras subtropicais de montanhas do sul do Brasil apresentam 24% das espécies pertencentes à família Asteraceae, seguida pela Poaceae, com 20%, 7% de Fabaceae e Cyperaceae e 3% de Apiaceae. Dentre as Asteraceae são muito comuns as espécies *Acmella bellidioides*, *Baccharis sp.*, *Eupatorium sp.*, *Hieracium commersonii*, *Hypochaeris lutea*, *Holocheilus monocephalus* e *Mikania decumbens*, dentre outras. Entre as Poaceae destacam-se o *Andropogon macrothrix*, o *Paspalum pumilum* e o *Andropogon lateralis*. As espécies mais comuns de Fabaceae são o *Lathyrus paranensis* e o *Eryngium pandanifolium*. Da família Cyperaceae destacam-se a *Eleocharis bonariensis* e *Rhynchospora tenuis* e a Apiaceae mais comum é a *Eryngium horridum* (Pillar *et al.*, 2009).

A fauna dos campos de altitude também é muito diversificada. Foram identificadas 25 espécies de mamíferos, sendo 14 exclusivas. Entre as aves, 120 espécies são adaptadas a habitats campestres e savânicos. Pelo menos 8 espécies de répteis e 16 de anfíbios ocorrem nesses campos. Entre os mamíferos, o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), o veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) e a suçuarana (*Puma concolor*) estão em perigo. Entre as aves, o caboclinho-de-barriga-vermelha (*Sporophila hypoxantha*) e a águia cinzenta (*Harpyhaliaetus coronatus*) estão ameaçados (Pillar *et al.*, 2009).

5. RECONSTITUIÇÃO AMBIENTAL

As mudanças climáticas atuais provocam diversas alterações ambientais no mundo, em diferentes escalas temporais e espaciais, afetando os ecossistemas de diversas maneiras. Portanto, estudos de reconstituição paleoambiental que busquem relacionar respostas ambientais às mudanças climáticas passadas podem contribuir para a compreensão da magnitude das atuais mudanças (Kury *et al.*, 2021), notadamente nas terras úmidas, como as turfeiras. Esses estudos podem contribuir também para o entendimento da origem e da evolução dos ecossistemas de turfeiras (Horak-Terra *et al.*, 2022). O ambiente saturado com água favorece a preservação e acúmulo de grãos de pólen, de fitólitos, dos fragmentos de carvão e de microfósseis nas turfeiras, além de outros *proxies* ambientais como os isótopos de carbono e de nitrogênio (^{14}C , $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) e os elementos inorgânicos maiores e menores, traços e metais, que permitem inferir a respeito da cobertura vegetal, dos ciclos de erosão/sedimentação e poluição atmosférica, bem como sobre a dinâmica da paleopaisagem desde o Pleistoceno Tardio (Hoth *et al.*, 2008; Oliveira *et al.*, 2012; Roucoux *et al.*, 2013; Schellekens *et al.*, 2014; Horák-Terra *et al.*, 2015, 2020; Silva *et al.*, 2019, 2020; Perin *et al.*, 2021; Soares *et al.*, 2021; Machado *et al.*, 2021; Costa *et al.*, 2022a e b).

Testemunhos de turfeiras da Amazônia, das turfeiras tropicais e subtropicais de montanhas e da planície litorânea do Sudeste do Brasil foram estudados por meio de sedimentologia e de análises *multi-proxy* para contribuir para o entendimento da gênese e evolução das turfeiras e para contribuir com a reconstituição paleoambiental e paleoclimática do Brasil, utilizando como *proxies* os grãos de pólen, fitólitos, isótopos de C e N (^{14}C , $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$), elementos maiores e elementos traços (Oliveira *et al.*, 2012; Roucoux *et al.*, 2013; Horák-Terra *et al.*, 2015 e 2020; Perin *et al.*, 2021; Soares *et al.*, 2021; Machado *et al.*, 2021; Costa *et al.*, 2022a e b).

Estudos de reconstituição paleoambiental conduzidos por Roucoux *et al.* (2013) no oeste da Amazônia, utilizando palinologia e sedimentologia de camadas, revelaram que a formação de turfa começou no centro da atual área de turfeira, possivelmente um pântano de junco ou vegetação flutuante, há 2.200 anos cal. AP. Uma floresta inundada sazonalmente (mata de igapó) surgiu há cerca de 1.880 anos cal. AP. O palmeiral permanentemente alagado que persiste hoje começou a se formar a partir de 1.000 anos cal. AP, com a atual comunidade vegetal estabelecida há cerca de 400 anos cal. AP. A vegetação sofreu uma mudança contínua ao longo do período de acumulação da turfa e há evidências que sugerem que o regime de cheias controla o desenvolvimento e o funcionamento do ecossistema. Não foi possível descartar a possibilidade de que mudanças hidrológicas possam ter sido causadas por mudanças climáticas.

O estudo palinológico de um testemunho de turfeira do Planalto dos Campos Gerais – SC possibilitou inferir que a paisagem do alto curso do Arroio Cará foi marcada por campos de altitude desde 6.900 anos cal. AP com clima regional frio e úmido e possível aumento de temperatura nos últimos 300 anos (Perin *et al.*, 2021).

Estudos de reconstituição paleoambiental conduzidos por Oliveira *et al.* (2012) na Serra do Tabuleiro (SC) utilizando dados obtidos por radar de penetração (GPR) e dados sedimentológicos, palinológicos e geocronológicos obtidos em um testemunho de turfeira apontam para vegetação campestre e “capões” de floresta e um clima menos úmido e frio entre 39.400 e 13.400 anos cal. AP, um clima mais seco com temperatura em elevação e avanço da vegetação campestre entre 13.400 e 7.300 anos cal. AP, clima mais úmido e temperatura amena com ampliação da cobertura florestal entre 7.300 e 3.000 anos cal. AP e aumento da umidade e temperaturas amenas nos últimos 3.000 anos, com expansão da área de floresta e da mata de araucárias nas partes mais altas da serra.

A reconstituição paleoclimática e paleoambiental foi conduzida por sedimentologia e análise *multi-proxy* (pólens, fitólitos, isótopos de C e N - ^{14}C , $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, elementos maiores e elementos traços) a partir de testemunhos coletados em três turfeiras da SdEM: turfeira Pinheiro (Horák-Terra *et al.*, 2020); turfeira Pau de Fruta (Horák-Terra *et al.*, 2015); turfeira Rio Preto (Costa *et al.*, 2022a e b; Machado *et al.*, 2021) e possibilitou inferir cinco fases climáticas desde o Pleistoceno Tardio até os últimos 500 anos. Os resultados, sintetizados na Figura 5, para os últimos 35.000 anos cal. AP, mostram que o clima já foi quente e seco, frio e seco, frio e úmido, quente e úmido e subúmido.

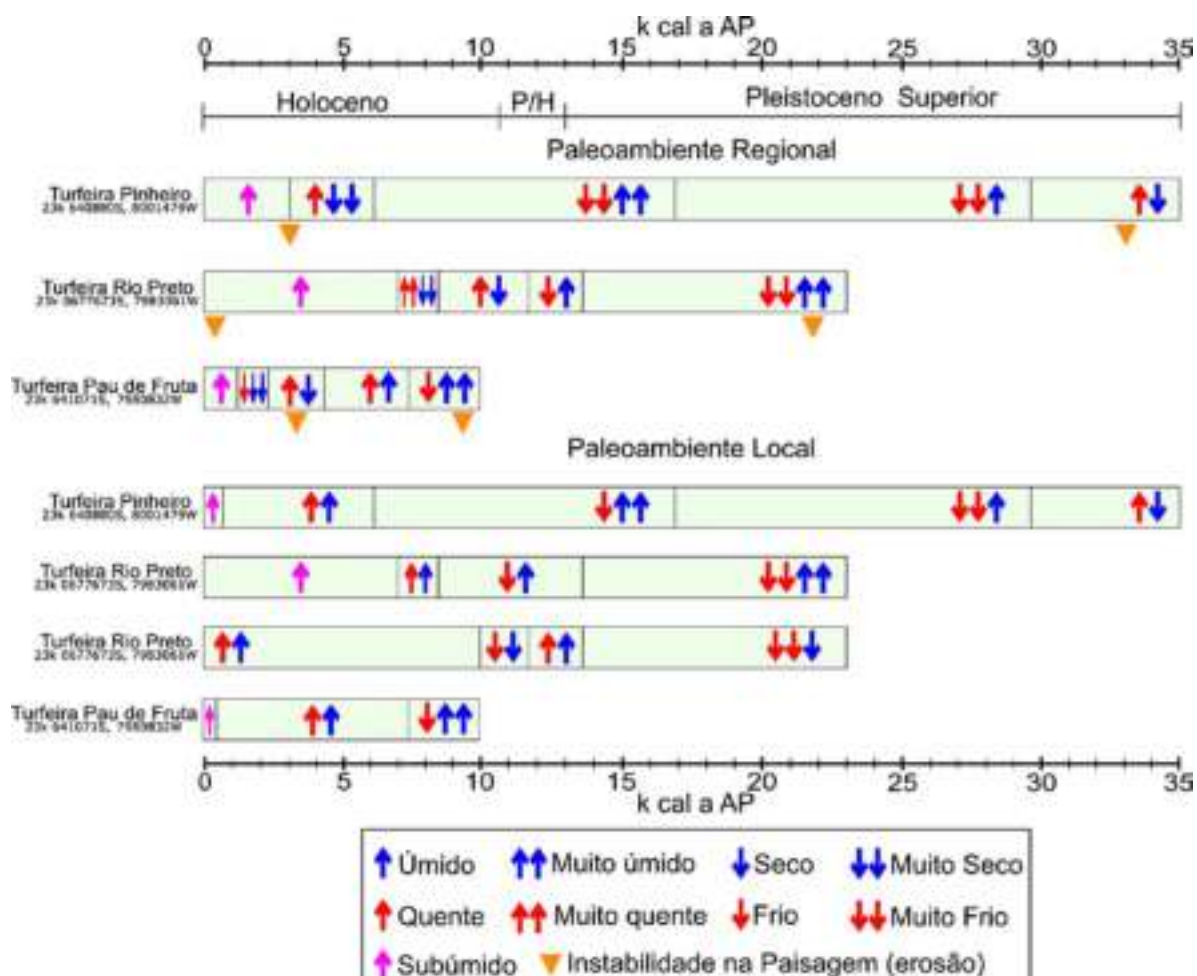


Figura 5. Síntese das mudanças paleoambientais em escala regional e local registradas em turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional. P/H = transição do Pleistoceno – Holoceno. Turfeira Pinheiro (Horák-Terra *et al.*, 2020); turfeira Pau de Fruta (Horák-Terra *et al.*, 2015); turfeira Rio Preto (Costa *et al.*, 2022a e b; Machado *et al.*, 2021). Fonte: Horak-Terra *et al.* (2022)

Dois testemunhos de turfeira coletados na planície litorânea do estado do Rio de Janeiro foram estudados por Soares *et al.* (2021), para contribuir para o entendimento da origem e evolução desses ecossistemas. Os resultados permitiram inferir que as turfeiras tiveram sua gênese iniciada há cerca de 4.000 anos cal. AP e que foram formadas por processos geogênicos e pedogênicos (terrestreização, paludização e acreção).

Os estudos aqui apresentados permitem inferir que as turfeiras das terras baixas (Amazônia e planície litorânea) começaram a ser formadas no Holoceno e que as subtropicais e tropicais de montanhas (Sul e SdEM) tiveram sua gênese iniciada no Pleistoceno Tardio. Também evidenciam a excelência das turfeiras como arquivo de mudanças ambientais e climáticas. Contudo, apesar do aumento nos estudos de reconstituição paleoambiental, maiores investigações ainda são necessárias para ampliar, detalhar e aprofundar a dinâmica da evolução paleoclimática e paleoambiental no Brasil e contribuir para a compreensão da magnitude das atuais mudanças climáticas.

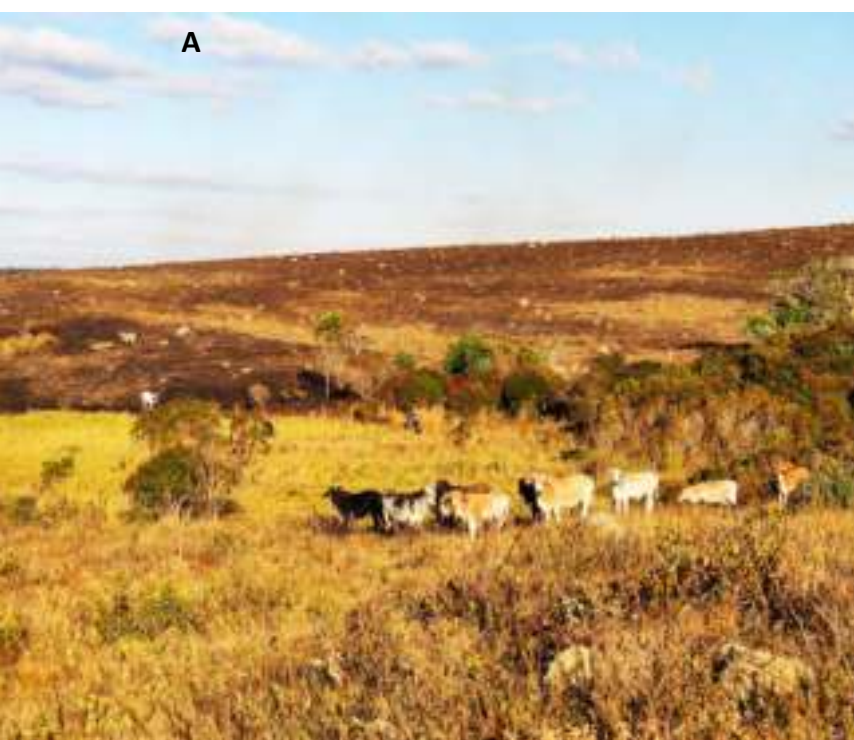


Figura 6. Impactos do pisoteio animal na cabeceira do Rio Araçuaí, SdEM. Animais próximos a capão e turfeira (A). Pisoteio concentrado de animais em local de travessia de curso d'água, com intenso impacto em turfeira (B). Erosão e sedimentação, com marcas de pisoteio (C). Processo ativo de erosão remontante em local de pisoteio concentrado, com avanço regressivo dos sulcos após atingir o lençol freático (D). Pinos de monitoramento da erosão (E). Fonte: projeto PELD TURF.



6. AMEAÇAS AMBIENTAIS E ANTROPIZAÇÃO

As turfeiras estão sendo perdidas e degradadas a uma taxa dez vezes mais rápida do que sua taxa de expansão nos últimos 10.000 anos. Em todo o mundo, cerca de 12% das turfeiras atuais estão degradadas (UNEP, 2022). No Brasil, a degradação das turfeiras se intensificou no período pós-colonização europeia, principalmente nos séculos 19 e 20.

A importância desses ecossistemas é, além de estratégica, imprescindível para a qualidade de vida das populações tradicionais e comunidades regionais. Nas turfeiras tropicais de montanha da SdEM a coleta de flores de sempre-vivas e de outras espécies é uma atividade secular realizada por populações tradicionais (Silva *et al.*, 2022). Na Amazônia, povos indígenas utilizam fibras de espécies vegetais de turfeiras para a produção de esteiras e cestos, além da coleta de frutos (UNEP, 2022).

Os dados referentes ao armazenamento de água, à vazão e ao nível freático obtidos em turfeiras da SdEM mostram a fragilidade desses ecossistemas, que perdem gradativamente sua função hidrológica (regulação da vazão de cursos d'água), com a antropização, principalmente no período seco do ano.

As turfeiras brasileiras emitem cerca de 18,1 Mt de CO₂ ano⁻¹ e aproximadamente 2% (520.000 ha) das turfeiras brasileiras foram drenadas (UNEP, 2022). Não há estimativas disponíveis para a área atingida por outras formas de degradação, mas estudos regionais e pontuais mostram uma premente e crescente degradação.

Os impactos mais comuns são o pisoteio animal, os incêndios, a erosão e a deposição de sedimentos, todos oriundos da criação extensiva de animais (bovinos, equinos e mu-

ares). O pisoteio e os incêndios ocorrem tanto nas áreas de recarga hídrica quanto nos ecossistemas de turfeiras, enquanto a erosão degrada a área de recarga e a sedimentação impacta a turfeira (Figuras 6 e 7). Nas turfeiras da SdEM, outros impactos, menos comuns, são oriundos da mineração de diamantes.

Opisoteio animal provoca compactação do solo, diminuindo a infiltração e aumentando o escoamento superficial na área de recarga hídrica, induzindo e acelerando a erosão. Na turfeira, o pisoteio diminui a porosidade e a capacidade de retenção de água.

Os incêndios frequentes na área de recarga diminuem a densidade da cobertura vegetal e favorecem o selamento superficial do solo, aumentando o escoamento superficial e acelerando a erosão. Na turfeira, os incêndios mineralizam a matéria orgânica da superfície, provocando sua subsidência, acelerando as perdas de carbono para a atmosfera, diminuindo sua capacidade de armazenamento de água e alterando a biodiversidade. Também provocam contração do material orgânico, diminuindo a porosidade e elevam a hidrofobicidade dos compostos orgânicos, acarretando diminuição do volume de água armazenado (Figura 7).

A sedimentação aporta aos ecossistemas de turfeira elevados volumes de material mineral, particularmente areia, afetando negativamente sua capacidade de sequestrar carbono, de armazenar água e a biodiversidade (Figura 6).

Figura 7. Incêndio na área de recarga hídrica e no ecossistema de turfeira do Rio Araçuaí (SdEM), em junho de 2021. Fonte: projeto PELD TURF.

A mineração de diamantes degrada completamente os ecossistemas de turfeiras, uma vez que todo o material orgânico é retirado para a mineração de diamantes do material mineral de sua base.

Estudos conduzidos por Bispo *et al.* (2015, 2016) e por Barral *et al.* (2023) nos ecossistemas de turfeiras do Rio Preto (conservado — protegido pelo Parque Estadual do Rio Preto) e do Rio Araçuaí (antropizado) demonstram os efeitos da antropização em ecossistemas de turfeiras SdEM. A turfeira do Rio Preto possui os maiores teores médios de carbono e volume médio de água e menor densidade do solo, menor oscilação do lençol freático, maior vazão específica e taxas de crescimento vertical e de acúmulo de carbono maiores em relação à turfeira do Rio Araçuaí.

Barral *et al.* (2023) mostraram que as perdas de C pela água, no exutório da turfeira do Rio Araçuaí, antropizada, é mais de três vezes maior do que no exutório da turfeira Rio Preto, conservado, levando a um balanço negativo, quando se compara às entradas e saídas de C. Esses dados demonstram que a degradação da turfeira antropizada pode levar ao seu desaparecimento, no médio prazo.

O uso e a ocupação de áreas no entorno de oito ecossistemas de turfeiras da SdEM, considerando um raio de 1 km, foram estudados por Fonseca *et al.* (2018), com uso de fotografias aéreas e imagens de satélite, entre 1964 e 2014 (50 anos). Entre 1964 e 1984, o único uso da terra era com pastagem, mas a partir de 1995 foram identificados outros usos, como a silvicultura e culturas anuais (milho e morango), aumentando a área ocupada

em mais de três vezes. O consumo de água pelo eucalipto é elevado, o que pode diminuir a recarga desses ecossistemas. O manejo das culturas anuais preconiza o uso de agrotóxicos (notadamente a cultura do morango), o que pode acarretar contaminação das águas dos ecossistemas de turfeiras. Cabe salientar que duas dessas turfeiras são mananciais que abastecem duas cidades (Diamantina e Datas - MG).

Extensas áreas com turfeiras na planície litorânea de Santa Catarina apresentam solos com alto potencial para a agricultura, desde que drenados, condicionados e fertilizados (Figura 8). Porém, caso o manejo da água não seja feito de forma adequada, poderá inutilizar rapidamente os solos, quer pela diminuição de volume com a perda de água, quer pelo dessecamento irreversível responsável pela formação de torrões, com capacidade mínima ou nula em absorver água (Potter *et al.*, 1999).



Figura 8. Sistematização e uso agrícola de ecossistemas de turfeira para agricultura em Santa Catarina.
Fonte: Potter *et al.*, 1999.

A exploração da turfa para a produção de energia também é uma realidade nas turfeiras das terras baixas brasileiras. Na primeira metade do século XX, a 2ª Guerra Mundial diminuiu drasticamente a importação de petróleo e carvão mineral. A Estrada de Ferro Central do Brasil obteve, então, autorização para alimentar suas locomotivas com a turfa proveniente de turfeiras situadas no Vale do Paraíba do Sul, região que une as duas principais cidades do país - São Paulo e Rio de Janeiro - e já acusava grande desenvolvimento industrial; algumas fábricas dessas duas cidades já a utilizavam, também, como substituto da lenha. Constituem estes os primeiros registros do uso sistemático, embora efêmero, da turfa no Brasil. Entretanto, terminada a guerra e restabelecido o fornecimento do carvão e petróleo, a turfa foi abandonada como alternativa energética para esses fins (Franchi *et al.*, 2006).

Entretanto, a exploração continuou. A Companhia Energética de São Paulo (CESP) iniciou, em 1987, a lavra de um bloco de 50 ha na planície fluvial do Rio Paraíba do Sul - SP. Em 1994 a CESP repassou os direitos minerários à Eucatex Mineral, que deu continuidade à lavra de turfa, mas objetivando o mercado agrícola. Em 1997, em nova licitação, a Eucatex adquiriu mais três áreas (Oliveira, 2002). Em Araranguá – SC, a turfa foi explorada para fornecer combustível aos fornos cerâmicos da Cerâmica Criciúma SA - Cecrisa (Berquo *et al.*, 2004; Franchi *et al.*, 2006).

7. LACUNAS NO CONHECIMENTO

Os estudos sobre as turfeiras no Brasil ainda são incipientes. Pouco se conhece a respeito das turfeiras da Amazônia, amplamente predominantes entre as turfeiras brasileiras, das turfeiras das planícies litorâneas e fluviais do Sul e do Sudeste e das turfeiras subtropicais de montanhas do sul do Brasil. A exceção são os ecossistemas de turfeiras da SdEM, onde estudos sistemáticos de gênese, caracterização e de monitoramento dos solos, da água e da biodiversidade foram iniciados no início do século XXI (Silva *et al.*, 2022).

Os mapas com a distribuição de turfeiras no Brasil (Grumbricht *et al.*, 2017; UNEP, 2022) são escassos e pouco precisos, baseados em modelagem matemática, com poucas observações de campo. Além disso, consideram uma parte significativa das veredas, manguezais e matas de igapó como turfeiras, apesar de guardarem diferenças marcantes. A exceção, mais uma vez, são os mapeamentos das turfeiras da SdEM (Silva *et al.*, 2013; Brandão-Martins, 2023), baseados em interpretação de imagens de satélite, de radar e intensos trabalhos de campo. Neste trabalho apresentamos um mapa de distribuição de turfeiras no Brasil (Figura 1), com estimativas de áreas ocupadas por turfeiras bem mais conservadoras em relação a Grumbricht *et al.* (2017) e UNEP (2022). Minasny *et al.* (2019), em análise crítica dos mapeamentos digitais de turfeiras no mundo, apontam que o mapeamento digital usando observações de campo, combinado com imagens de sensoriamento remoto e modelos estatísticos, é um caminho para mapear com mais precisão as turfeiras e diminuir essa lacuna de conhecimento.

Outras áreas úmidas estão sobrepostas com os ecossistemas de turfeiras como os ecossistemas de veredas, de matas de igapó e de manguezais, mas elas não são excludentes. A cobertura vegetal não seria a alternativa ideal, uma vez que ambos podem ocorrer sob as mesmas fitofisionomias de distintos biomas. Fica então uma sugestão para reflexão: as turfeiras são embasadas unicamente por solos orgânicos (Organossolos) enquanto as veredas, os manguezais e as matas de igapó podem ser embasados por solos orgânicos (Organossolos) e solos minerais (Gleissolos, Plintossolos e Espodossolos). Com o refinamento dos mapeamentos, com intensos trabalhos de campo, poderíamos ter classes de terras úmidas como veredas associadas a turfeiras, manguezais e matas de igapó sob turfeiras. Mais uma vez fica a sugestão para reflexão.

A classificação de áreas úmidas adotada oficialmente no Brasil pelo Comitê Nacional de Zonas Úmidas (CNZU) em 2015 baseia-se na classificação proposta por Junk *et al.* (2013) e Cunha *et al.* (2015), que emprega critérios relacionados ao tipo de sistema (interior, costeiro ou artificial), parâmetros hidrológicos (ocorrência e duração dos pulsos de inundação) e ocorrência de plantas superiores. Esse sistema de classificação tem um enfoque particular nas áreas úmidas interiores de nível variável, sujeitas a pulsos de inundação ao longo do ano, que corresponderiam a mais de 90% das áreas úmidas do Brasil (Cunha *et al.*, 2015). A sazonalidade climática na maior parte do território brasileiro, com estações secas e úmidas bem definidas, é responsável pelo predomínio de áreas úmidas de nível variável (Cunha *et al.*, 2015). Contudo, ressalta-se que muitas das turfeiras brasileiras ocorrem em ambiente de elevada sazonalidade climática, mas com pequena variação do nível freático ao longo do ano, o que reforça a importância desses ecossistemas como tampão hidrológico para regulação da vazão dos cursos d'água.

Nas classificações propostas por Junk *et al.* (2013) e Cunha *et al.* (2015), as turfeiras estão presentes como áreas úmidas interiores, com nível d'água relativamente estável e vegetação herbácea mista, em conjunto com as veredas. Contudo, no Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras, definido pela Recomendação CNZU n.º 7, de 11 de junho de 2015, o termo turfeira foi excluído das áreas úmidas classificadas como áreas pantanosas com vegetação mista, o que de fato é o caso para as turfeiras da Amazônia, da planície litorânea e da SdEM. Como alternativa, parte dos ecossistemas de turfeiras poderiam integrar os “brejos de altitude de solo raso” (turfeiras da SdEM), mas a falta de clareza na definição dessa categoria impede a sua aplicação às turfeiras, que, na maior parte das vezes, não são rasas. Não obstante, devido à dificuldade de aplicação da legislação em decorrência das definições por vezes precárias adotadas nos normativos, conforme destacado por Cunha *et al.* (2015) e Maltchik *et al.* (2018), o termo turfeira deveria constar do Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras. Para reflexão, propomos a seguinte classificação das turfeiras brasileiras: turfeiras da Amazônia, turfeiras de planícies litorâneas e planícies fluviais e turfeiras tropicais e subtropicais de montanhas. Cabe destacar que urge a necessidade de divulgar a importância dos ecossistemas de turfeiras, onde quer que venham a ocorrer, já que o conhecimento em relação à sua abrangência no país ainda é incipiente.

“Passado, presente e futuro”, esses são os tempos nos quais os ecossistemas de turfeiras devem contribuir efetivamente para a vida no Planeta Terra (Silva *et al.*, 2022). O “passado” se refere aos estudos de sua gênese e de reconstituição paleoambiental e paleoclimática, fundamentais para contribuir com a compreensão da magnitude das atuais mudanças no clima. O “presente” é relativo à rica biodiversidade, muitas vezes endêmica e peculiar, com várias espécies em vulnerabilidade, e aos serviços ecossistêmicos. O “futuro” está relacionado à oferta de água e ao aquecimento global. A conservação das turfeiras é fundamental para a humanidade.

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Estadual de Florestas (IEF) e ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), pela parceria ao longo das últimas décadas, abrindo as unidades de conservação e oferecendo apoio logístico para nossos estudos. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig), que vem financiando os estudos dos ecossistemas de turfeiras desde 2006, por meio dos processos CAG/APQ 1729-06, 01983-09, 01614-14, CRA/APQ 01000-18 e 01822-21 e CAG/PPM 00568-16 e pelas bolsas de iniciação científica, mestrado e doutorado. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro aos estudos de turfeiras, processos 500848/2009-2, 482815/2011-6, 301124/2012-4, 305721/2015-1, 303666/2018-8, 408162/2018-0, 400904/2019-5 e 302969/2021-7, e pelas bolsas de iniciação científica, mestrado e pós-doutorado. Ao apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (Capes) - Código de Financiamento 001, processo 2338007759/2011-52 e bolsas de mestrado, doutorado e pós-doutorado. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp), processos 2010/51637-0 e 2012/00676-1. Ao Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração “Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: serviços ecossistêmicos e biodiversidade” – PELD TURF, processos 441335/2020-9 (CNPq) e APQ-03364-21 (Fapemig).

REFERÊNCIAS

- Almeida Abreu, P.A., Fraga, L.M.S., Neves, S.C. (2005). Fisiografia. In: Silva, A.C., Pedreira, L.C.V.S.F., Almeida Abreu, P.A (eds.). Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e ambientes. O Lutador, Belo Horizonte. p. 47–58.
- Barral, U. M, Silva, A.C., Christófar, C Costa, C. R., Tassinari, D., Penafort Filho, A., Macedo, G. M., Bispo, D. F. A., Gonçalves, T. S. (2023) Can anthropization govern the water and carbon dynamics? A case study of peatlands in Serra do Espinhaço Meridional, Brazil. *Wetlands Ecol. Manage.*, 31 (3):09929-0. <https://doi.org/10.1007/s11273-023-09929-0>
- Barral, U.M. (2018). Hidrologia e fluxo de carbono em turfeiras tropicais de montanha. (Tese de doutorado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina. 70 p.
- Behling, H., Pillar, V.D., Orlóci, L., Bauermann, S.G. (2004). Late Quaternary Araucaria Forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 203(3-4): 277-297. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(03\)00687-4](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(03)00687-4)
- Belyea, L.R., Malmer, N. (2004). Carbon sequestration in peatland: patterns and mechanisms of response to climate change. *Global Change Biology*, 10(7): 1043-1052. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00783.x>
- Berquó, T.S., Thompson, R., Partiti, C.S. (2004). Magnetic study of Brazilian peats from São Paulo state. *Geoderma*, 118(3-4): 233-243. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00206-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00206-4)
- Bispo, D.F.A. (2013). Caracterização quali-quantitativa dos recursos hídricos e da dinâmica do carbono de turfeiras das cabeceiras do Rio Araçuaí. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina. 146 p.

- Bispo, D.F.A., Silva, A.C., Christofaro, C., Silva, M.L.N., Barbosa, M.S., Silva, B.P.C., Barral, U.M., Fabris, J.D. (2016). Hydrology and carbon dynamics of tropical peatlands from Southeast Brazil. *Catena*, 143: 18-25. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.03.040>.
- Bispo, D.F.A., Silva, A.C., Christofaro, C., Silva, M.L.N., Barbosa, M.S., Silva, B.P.C., Barral, U.M. (2015). Caracterização de turfeiras das cabeceiras do Rio Araçuaí, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 39: 475-489. <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140337>.
- Brandão-Martins, J.V.M. (2023). Mapeamento de Turfeiras Tropicais de Montanha na Serra do Espinhaço Meridional. (Trabalho de conclusão de curso de graduação). Universidade de Brasília, Brasília.
- Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357, de 2005. Classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, mar. 2005.
- Breemen, V.N., Buurman, P. (2002). Soil formation. Springer Science & Business Media, Berlin. 404 p.
- Bünger, M.D.O., Stehmann, J.R., Oliveira-Filho, A.T. (2014). Myrtaceae throughout the Espinhaço Mountain Range of centraleastern Brazil: floristic relationships and geoclimatic controls. *Acta Botanica Brasilica*, 28(1): 109-119. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062014000100011>.
- Campos, J.R.R., Silva, A.C., Vidal-Torrado, P. (2012). Mapping, organic matter mass and water volume of a peatland in Serra do Espinhaço Meridional. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36: 723-732. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000300004>.
- Campos, J.R.R., Silva, A.C., Fernandes, J.S.C., Ferreira, M.M., Silva, D.V. (2011). Water retention in a peatland with organic matter in different decomposition stages. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35: 1217-1227. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832011000400015>.
- Campos, J.R.R., Silva, A.C., Slater, L., Nanni, M.R., Vidal-Torrado, P. (2016). Stratigraphic control and chronology of peat bog deposition in the Serra do Espinhaço Meridional, Brazil. *Catena*, 143: 167-173. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.04.009>.
- Clymo, R.S. (1987). Rainwater-fed peat as a precursor of coal. *Geological Society Special Publications*, 32(1): 17-23. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.1987.032.01.03>
- Coelho, M.S., Carlos, P.P., Pinto, V.D., Meireles, A., Negreiros, D., Morellato, L.P.C., Fernandes, G. W. (2018b). Connection between tree functional traits and environmental parameters in an archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands. *Flora*, 238: 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.04.003>.
- Coelho, M.S., Fernandes, G.W., Pacheco, P., Diniz, V., Meireles, A., Santos, R.M., Carvalho, F.C., Negreiros, D. (2016). Archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands: new insights and perspectives. In: Fernandes, G.W. (ed.). *Ecology and Conservation of mountain-top grasslands in Brazil*. Springer, New York. p. 129–153.
- Coelho, M.S., Neves, F.S., Perillo, L.N., Morellato, P., Fernandes, G.W. (2018a). Forest archipelagos: A natural model of metacommunity under the threat of fire. *Flora*, 1: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.013> 0367-2530.
- Companhia Hidroelétrica do São Francisco - Eletrobras CHESF (2023). Sobradinho. CHESF. Disponível em: <https://www.chesf.com.br/empresa/Pages/PerfilChesf/PerfilChesf.aspx>. Acesso em: 08. fev. 2023.
- Costa, C.R., Horák-Terra, I., Coe, H.H.G., Chueng, K.F., Machado, D.O.B.F., Camargo, P.B., Barral, U.M., Tassinari, D., Silva, A.C. (2022a). Multi-proxy analysis of a Holocene records from a high-altitude tropical peatland in the Serra do Espinhaço Meridional, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 103795. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103795>.
- Costa, C.R., Luz, C.F.P., Horák-Terra, I., Camargo, P.B., Barral, U.M., Mendonça Filho, C.V., Gonçalves, T.S., Silva, A.C. (2022b). Paleoenvironmental dynamics in central-eastern Brazil during the last 23 000 years: tropical peatland record in the Cerrado biome. *Journal of Quaternary Science*, 37(6): 1-15. <https://doi.org/10.1002/jqs.3459>.
- Costa, C.S.B., Irgang, B.E., Peixoto, A.R., Marangoni, J.C. (2003). Composição florística das formações vegetais sobre uma turfeira topotrófica da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 17(2): 203-212. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062003000200004>.

- Costa, T.R., Moura, C.C., Silva, L.S., Gonzaga, A.P.D., Machado, E.L.M. (2021). Funcionalidade de ilhas florestais na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. In: Silva, C.D.D. (ed). Pesquisa e desenvolvimento de abordagens para o ensino de ciências biológicas. Editora Ampla, Campina Grande. p. 93-108. <https://doi.org/10.51859/AMPLLA.PDA351.1121-8>.
- Cunha, C.N., Piedade, M.T.F., Junk, W. (2015). Classificação e delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macro-habitats. Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas úmidas - INAU, Cuiabá. 165 p.
- D’Orazio, F.D.A E. (2012). Composição e estrutura de florestas aluviais do médio Vale Superior do Rio Paraíba Do Sul, SP. (Dissertação Mestrado). Instituto de Botânica, São Paulo. 103 p.
- Devide, A.C.P., Castro, C.M., Ribeiro, R.L.D., Abboud, A.C.S., Pereira, M.G., Rumjanek, N.G. (2014). História Ambiental do Vale do Paraíba do Sul, Brasil. Revista Biociências, 20(1): 12-29.
- Dubroeuq, D.; Volkoff, B. (1998). From Oxisols to Spodosols and Histosols: evolution of the soil mantles in the Rio Negro basin (Amazonia). Catena, 32: 245-280. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(98\)00045-9](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(98)00045-9).
- Fonseca, S.F.; Silva, A.C.; Senna, J.A. (2018). Técnicas de geoprocessamento aplicadas na identificação de usos da terra no entorno das turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional. Revista RAEGA, 43: 124 -139. <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v43i0.51672>.
- Food and Agriculture Organisation-FAO (2020). Peatland Mapping and Monitoring: Recommendations and technical overview. FAO, Rome. <https://doi.org/10.4060/ca8200en>. 82 p.
- Franchi, J.G., Sígolo, J.B., Motta, J.F.M. (2006). Diagnóstico das turfas no Brasil: histórico da utilização, classificação, geologia e dados econômicos. Revista Brasileira de Geociências, 36(1): 179-190. <https://doi.org/10.25249/0375-7536.200636S1179190>.
- Giulietti, A.M., Pirani, J.R., Harley, R.M., Davis, S.D., Heywood, V.H., Herrera-MacBryde, O. *et al.* (1997). Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation: The Americas. IUCN Publication Unity, Cambridge. p. 397-404.
- Gonçalves, T.S. (2021). Origem e Evolução Fitogeográfica dos Capões de Mata Associados aos Ecossistemas de Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional – MG. (Tese de doutorado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina. 267 p.
- Gorham E. (1991). Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming on JSTOR. Ecological Applications, 1: 182-195. <https://doi.org/10.2307/1941811>.
- Greifswald Mire Centre (2022). Global Peatland Database 2022. Global Peatland Map 2.0.
- Gumbrecht, T., Roman-Cuesta, R. M., Verchot, L., Herold, M., Wittmann, F., Householder, E., Herold, N., Murdiyarso, D. (2017). An expert system model for mapping tropical wetlands and peatlands reveals South America as the largest contributor. Global Change Biology, 23(9): 3581-3599. <https://doi.org/10.1111/gcb.13689>.
- Hamilton, L.S., Juvik, J.O., Scatena, F.N. (1994). Tropical Montane Cloud Forests. Springer-Verlag, New York. 283 p.
- Horak-Terra, I., Costa, C. R., Silva, A.C., Tassinari, D. (2022). Past. Present and Future. In: Silva A.C., Rech, A.R, Tassinari, D. (orgs.). Peatlands of Southern Espinhaço Mountain Range, Brazil: Ecosystem Services, Biotic Interactions and Paleoenvironments. Appris Publisher, Curitiba. p. 100-138.
- Horák-Terra, I., Cortizas, A.M., Luz, C.F.P., Silva, A.C., Mighall, T., Camargo, P.B., Mendonça-Filho, C.V., Oliveira, P.E., Cruz, F.W., Vidal-Torrado, P. (2020). Late Quaternary vegetation and climate dynamics in central-eastern Brazil: insights from a ~35k cal a bp peat record in the Cerrado biome. Journal of Quaternary Science, 35: 664-676. <https://doi.org/10.1002/jqs.3209>.
- Horák-Terra, I., Cortizas, A.M., Luz, C.F. P., López, P.R., Silva, A.C., Vidal-Torrado, P. (2015). Holocene climate change in central-eastern Brazil reconstructed using pollen and geochemical records of Pau de Fruta mire (Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais). Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 437: 117-131. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2015.07.027>.

Horák-Terra, I., Cortizas, A.M., Camargo, P. B., Silva, A. C., Vidal-Torrado, P. (2014). Characterization of properties and main processes related to the genesis and evolution of tropical mountain mires from Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais, Brazil. *Geoderma*: 232-234: 183-197. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.05.008>.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE. (2021). Mapeamento de Recursos Naturais: Base contínua de Pedologia do Brasil Escala 1:250 000. Diretoria de Geociências-IBGE, Rio de Janeiro. Disponível em: https://geoservicos.ibge.gov.br/geoserver/BDIA/wms?service=WMS&version=1.1.0&request=GetMap&layers=BDIA:pedo_area&styles=&bbox=-180.0,-90.0,180.0,90.0&width=768&height=384&srs=EPSG:4326&format=application/openlayers.

IUSS Working Group WRB. (2022). World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.

Janfada, A., Headley, J., Peru, K., Barbour, S. (2006). A laboratory evaluation of the sorption of oil sands naphthenic acids on organic rich soils. *Journal of Environmental Science and Health - Part A*, 41(6): 985-997. <https://doi.org/10.1080/10934520600620105>.

Joosten, H., Clarke, D. (2002). Wise use of mires and peatlands: Background and principles including a framework for decision making. International Mire Conservation Group. International Peat Society, Jyväskylä, v. 304.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Cunha, C.C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A. (2013). Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(1): 5-22. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>.

Kark, S., Allnutt, T.F., Levin, N., Manne, L.L., Williams, P.H. (2007). The role of transitional areas as avian biodiversity centres. *Global Ecology and Biogeography*, 16(2): 187-196. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00274.x>.

Kettridge, N., Turetsky, M.R., Sherwood, J.H., Thompson, D.K., Miller, C.A., Benscoter, B.W., Flannigan, M.D., Wotton, B.M., Waddington, J.M. (2015). Moderate drop in water table increases peatland vulnerability to post-fire regime shift. *Scientific Reports*, 5: 8063. <https://doi.org/10.1038/srep08063>.

Küchler, I.L., Miekeley, N., Forsberg, B.R. (2000). A contribution to the chemical characterization of rivers in the Rio Negro Basin, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 11: 286-292. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532000000300015>.

Kury, M.S., Moreira, L.S., Cordeiro, R.C., Sifeddine, A., Turcq, B., Stríkis, N.M., Santos, M.S. (2021). Late-Holocene palaeoenvironmental reconstruction from a lake in the Amazon Rainforest-Tropical Savanna (Cerrado) boundary in Brazil using a multi-proxy approach. *Holocene*, 31(9): 1417-1429. <https://doi.org/10.1177/09596836211019091>.

Lähteenoja, O., Flores, B., Nelson, B. (2013). Tropical peat accumulation in Central Amazonia. *Wetlands*, 33: 495-503. <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0406-0>.

Lähteenoja, O., Roucoux, K.H. (2010). Inception, history and development of peatlands in the Amazon Basin. *PAGES news*, 18(1): 27-29. <https://doi.org/10.22498/pages.18.1.27>.

Lessa, L.G. (2005). Mamíferos Não-Voadores. In: Silva, A.C.; Pedreira, L.C.V.S.F.; Abreu, P.A.A. *Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e ambientes*. O Lutador, Belo Horizonte. p. 231-243.

Lourençato, L.F., Caldeira, P.P., Bernardes, M.C., Buch, A.C., Teixeira, D.C., Silva-Filho, E.V. (2017). Carbon accumulation rates recorded in the last 150 years in tropical high mountain peatlands of the Atlantic Rainforest, SE-Brazil. *Science of the Total Environment*, 579: 439-446. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969716325165>.

Lourenco, M., Fitchett, J.M., Woodborne, S. (2022). Peat definitions: A critical review. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 0(0): 1-15. <https://doi.org/10.1177/03091333221118353>.

Machado, D.O.B.F., Chueng, K.F., Coe, H.H.G., Silva, A.C., Costa, C.R. (2021). Paleoenvironmental reconstruction of the headwaters of the preto river, Minas Gerais state, Brazil, through siliceous bioindicators. *Journal of South American Earth Sciences*, 108: 103349. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103349>.

- Maia, J.L., Mauad, F.F., Albertin, L.L., Barbosa, A.A. (2008). Uso de geotecnologias para análise espacial da qualidade da água no Reservatório de Barra Bonita–SP. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 13(2): 141-149.
- Maltchik, L., Caleffi, V., Stenert, C., Batzer, D.P., Piedade, M.T.F., Junk, W.J. (2018). Legislation for wetland conservation in Brazil: Are existing terms and definitions sufficient? *Environmental Conservation*, 45(3): 301-305. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000522>.
- Martin, L., Flexor, J.M., Suguio, K., Dominguez, J.M., Bittencourt, A.C. (1996). Quaternary sea-level history and variation in dynamics along the central Brazilian coast: consequences on coastal plain construction. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 68(3): 303-354.
- Meguro, M., Pirani, J.R., Mello-Silva, R., Giulietti, A.M. (1996a). Estabelecimento de matas ripárias e capões nos ecossistemas campestres da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais. *Boletim de Botânica*, 15(1): 1-11. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9052.v15i1p1-11>.
- Meguro, M., Pirani, J.R., Mello-Silva, R., Giulietti, A.M. (1996b). Caracterização florística e estrutural de matas ripárias e capões de altitude da Serra do Cipó. Minas Gerais. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, 15(1): 13-29. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9052.v15i1p13-29>.
- Mendonça Filho, C.V. (2005). Vegetação. In: Silva, A.C., Pedreira, L.C.V.S.F., Abreu, P.A.A. (orgs.), *Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e ambientes*. O Lutador, Belo Horizonte. p. 121-135.
- Mendonça-Filho, C.V., Costa, F.N., Machado, E.L.M., Gonzaga, A.P., Lourenço, A.P., Oliveira, C.N.S., Moura, C.C., Fonseca, S.N., Costa, T.R., Rech, A.R. (2022). Biodiversity. In: Silva, A.C., Rech, A.R., Tassinari, D. (orgs.). *Peatlands of Southern Espinhaço Mountain Range, Brazil: Ecosystem Services, Biotic Interactions and Paleoenvironments*. Appris Publisher, Curitiba. p. 77 - 99.
- Minasny, B., Berglund, O., Connolly, J., Hedley, C., Vries, F., Gimona, A., Kempen, B., Kidd, D., Lilja, H., Malone, B., McBratney, A., Roudier, P., O'Rourke, S., Rudiyanto, Padarian, J., Poggio, L., Caten, A.A., Thompson, D., Tuve, C., Widyatmanti, W. (2019). Digital mapping of peatlands – A critical review. *Earth-Science Reviews*, 196: 102870. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.05.014>.
- Moore, P.D. (1997). Bog standards in Minnesota. *Nature*, 386: 655-657. <https://doi.org/10.1038/386655a0>.
- Neto, E.C.S., Coelho-Júnior, M.G., Horák-Terra, I., Gonçalves, S.T., Anjos, L.H.C., Pereira, M.G. Organic Soils: Formation, Classification and Environmental Changes Records in the Highlands of Southeastern Brazil. (2023). *Sustainability*, 15(4): 3416. <https://doi.org/10.3390/su15043416>.
- Oliveira, C.A.D. (2002). *Turfa de São José dos Campos, estado de São Paulo*. - São Paulo: CPRM.
- Oliveira, M.A.T., Porsani, J.L., Lima, G.L., Jeske-Pieruschka, V., Behling, H. (2012). Upper Pleistocene to Holocene peatland evolution in Southern Brazilian highlands as depicted by radar stratigraphy, sedimentology and palynology. *Quaternary research*, 77(3): 397-407. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2011.12.006>.
- Page, S.E., Rieley, J.O., Banks, C.J. (2011). Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. *Global Change Biology*, 17: 798–818. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02279.x>.
- Pereira, M.G., Anjos, L.H.C., Valladares, G.S. (2005). Organossolo: ocorrência, gênese, classificação, alterações pelo uso agrícola e manejo. In: Vidal-Torrado, P. (ed.). *Tópicos em Ciência do Solo IV*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Rio de Janeiro. p. 233-277.
- Perin, E.B., Primam, G.L.D.L., Oliveira, M.A.T. (2021). Palinologia de turfas do alto curso do Arroio Cará, Coxilha Rica, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Paleontologia*, 24(3): 265-277. <https://doi.org/10.4072/rbp.2021.3.07>.
- Pillar, V.D., Müller, S.C., Castilhos, A.M.S., Jacques, A.V.A. (2009). Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Brasília.
- Potter, R.O., Carvalho, A.P., Flores, C.A., Bognola, I. (1998). Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de Santa Catarina. *Boletim de Pesquisa 6*. EMBRAPA-CNPS, Rio de Janeiro. 721 p.
- Rossi, M. 2017. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal, São Paulo. 118 p.
- Roth, L., Lorscheitter, M.L. (2008). Palinomorfos de um perfil sedimentar em uma turfeira do Parque Nacional dos Aparados da Serra, leste do Planalto do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Botânica*, 63(1): 69-100.

Roucoux, K.H., Lawson, I.T., Baker, T.R., Torres, D.C., Draper, F.C., Lähteenoja, O., Gilmore, M.P., Honório Coronado, E.N., Kelly, T.J., Mitchard, E.T.A., Vriesendorp, C.F. (2017). Threats to intact tropical peatlands and opportunities for their conservation. *Conservation Biology*, 31(6): 1283-1292. <https://doi.org/10.1111/cobi.12925>.

Roucoux, K.H., Lawson, I.T., Jones, T.D., Baker, T.R., Coronado, E.H., Gosling, W.D., Lähteenoja, O. (2013). Vegetation development in an Amazonian peatland. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 374: 242-255. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2013.01.023>.

Ruokolainen, K., Schulman, L., Tuomisto, H. (2001). On Amazonian peatlands. *International Mire Conservation Group Newsletter*, 4: 8-10.

Saleska, S.R., Miller, S.D., Matross, D.M., Goulden, M. L., Wofsy, S.C., Da Rocha, H. R., Camargo, P.B., Crill, P., Bruce, C.D., Freitas, H., Hutya, L., Keller, M., Kirchhoff, V., Menton, M., Munger, W., Pyle, E.H., Rice, A.H., Silva, H. (2003). Carbon in Amazon forests: unexpected seasonal fluxes and disturbance-induced losses. *Science*, 302(5650): 1554-1557. <https://doi.org/10.1126/science.1091165>.

Santos, H.G., Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C., Oliveira, V.A., Lumberras, J.F., Coelho, M.R., Cunha, T.J.F. (2018). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 5. ed. rev. e ampl. Embrapa, Brasília. 356 p.

São Paulo (1998). *Planos de Manejo de Unidades de Conservação. Parque Estadual do Pariquera Abaixo - Plano de Gestão Ambiental – fase 1*. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo. 87 p.

Scheer, M.B., Curcio, G.R., Roderjan, C.V. (2013). The Late Holocene upper montane cloud forest and high altitude grassland mosaic in the Serra da Igreja, Southern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 85(2): 769-783. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652013000200020>.

Scheer, M.B., Pereira, N.V., Behling, H., Curcio, G.R., Roderjan, C.V. (2014). Nine thousand years of upper montane soil/vegetation dynamics from the summit of Caratua Peak, Southern Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 56, 365-375. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2014.09.019>.

Schellekens, J., Horák-Terra, I., Buurman, P., Silva, A.C., Vidal-Torrado, P. (2014). Holocene vegetation and fire dynamics in central-eastern Brazil: Molecular records from the Pau de Fruta peatland. *Organic Geochemistry*, 77: 32-42. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2014.08.011>.

Sementili-Cardoso, G., Vianna, R.M., Gerotti, R.W., Donatelli, R.J. (2019). A bird survey in a transitional area between two major conservation hotspots in southeastern Brazil. *Check List*, 15(3): 527-548. <https://doi.org/10.15560/15.3.527>.

Silva, A.C., Pedreira, L.C.V.S.F., Almeida Abreu, P.A. (2005). *Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e ambientes*. O Lutaador, Belo Horizonte.

Silva, M.L. (2012). *Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: mapeamento e estoque de matéria orgânica*. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina. 123 p.

Silva, A.C., Silva, V.E., Silva, B.P.C., Camargo, P.B., Pereira, R.C., Barral, U.M., Botelho, A.M.M., Vidal-Torrado, P.V. (2013a). Composição lignocelulósica e isotópica da vegetação e da matéria orgânica do solo de uma turfeira tropical. II - Substâncias húmicas e processos de humificação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37(1): 134-144. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000100014>.

Silva, A.C., Silva, V.E., Silva, B.P.C., Camargo, P.B., Pereira, R.C., Barral, U.M., Botelho, A.M.M., Vidal-Torrado, P. (2013b). Composição lignocelulósica e isotópica da vegetação e da matéria orgânica do solo de uma turfeira tropical. I - Composição florística, fitomassa e acúmulo de carbono. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37(1): 121-133. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000100013>.

Silva, M.L., Silva, A.C., Silva, B.P.C., Barral, U.M., Soares, P.G.S., Vidal-Torrado, P. (2013c). Surface Mapping, organic matter and water stocks in peatlands of the Serra do Espinhaço Meridional Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37(5): 1149-1157. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000500004>.

Silva, M.L., Silva, A.C. (2016). Gênese de turfeiras e mudanças ambientais quaternárias na Serra do Espinhaço Meridional–MG. *Geociências*, 35(3): 393-404.

Silva, M.L., Silva, A.C. (2017). Gênese e evolução de turfeiras nas superfícies geomórficas da Serra Do Espinhaço Meridional – MG. *Revista Brasileira De Geomorfologia*, 18(1). <https://doi.org/10.20502/rbg.v18i1.1058>.

- Silva, A.C., Barbosa, M.S., Barral, U.M., Silva, B.P.C., Fernandes, J.S.C., Viana, A.J.S., Mendonça Filho, C.V., Bispo, D.F.A., Christófar, C., Ragonezi, C., Guilherme, L.R.G. (2019). Organic matter composition and paleoclimatic changes in tropical mountain peatlands currently under grasslands and forest clusters. *Catena*, 180: 69-82. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.04.017>.
- Silva, A.C., Horák-Terra, I., Barral, U.M., Costa, C.R., Gonçalves, S.T., Pinto, T., Silva, B.P.C., Fernandes, J.S.F., Mendonça Filho, C.V., Vidal-Torrado, P. (2020). Altitude, vegetation, paleoclimate, and radiocarbon age of the basal layer of peatlands of the Serra do Espinhaço Meridional, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 103. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102728>.
- Silva, A.C., Rech, A.R., Tassinari, D. (2022). Peatlands of Southern Espinhaço Mountain Range, Brazil: Ecosystem Services, Biotic Interactions and Paleoenvironments. Appris Publisher, Curitiba. 145 p.
- Silveira, A.A. (1908). *Flora e Serras mineiras*. Imprensa official.
- Silveira, A. A. (1928). *Floralia montium* (v. 1). Imprensa official.
- Silveira, F.A.O., Negreiros, D., Barbosa, N.P.U., Buisson, E., Carmo, F.F., Carstensen, D.W., Conceição, A.A., Cornelissen, T.G., Echternacht, L., Fernandes, G.W., Garcia, Q.S., Guerra, T.J., Jacobi, C.M., Lemos-Filho, J.P., Le Stradic, S., Morellato, L.P.C., Neves, F.S., Oliveira, R.S., Schaefer, C.E., Viana, P.L., Lambers, H. (2016). Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant and Soil*, 403, 129-152. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>.
- Soares, P.F.C., Anjos, L.H.C.D., Pereira, M.G., Pessenda, L.C.R. (2016). Histosols in an upper montane environment in the Itatiaia Plateau. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 40: :e0160176. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20160176>.
- Soares, P.F.C., Silva, R.C., Silva Neto, E.C., Pereira, M.G., Junior, C.R.P., Pessenda, L.C.R., Anjos, L.H.C. (2021). Histosol pedogenesis in floodplain coastal environments in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Catena*, 207: 105612. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105612>
- Soil Survey Staff. (1999). *Soil taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. Agriculture handbook, 436.
- Souza, D.T. (2009). *Composição florística e estrutura dos capões de altitude no Parque Estadual do Rio Preto, Minas Gerais*. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Suguío, K., Martin, L., Bittencourt, A.C., Dominguez, J.M., Flexor, J.M., Azevedo, A.E. (1985). Flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário Superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. *Revista Brasileira de Geociências*, 15(4): 273-86.
- Sztutman, M., Rodrigues, R.R.O. (2002). O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua da planície litorânea, Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariqueira-Açu, SP. *Brazilian Journal of Botany*, 25: 161-176. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042002000200005>.
- Terra, M.C., Nunes, M.H., Souza, C.R., Ferreira, G.W., Prado-Junior, J.A., Rezende, V.L., Maciel, R., Mantovani, V., Rodrigues, A., Morais, V.A., Scolforo, J.R.S., Mello, J. M. (2023). The inverted forest: Aboveground and notably large belowground carbon stocks and their drivers in Brazilian savannas. *Science of The Total Environment*, 867: 161320. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161320>.
- UNEP (2022). *Global Peatlands Assessment – The State of the World’s Peatlands: Evidence for action toward the conservation, restoration, and sustainable management of peatlands. Main Report*. Global Peatlands Initiative. United Nations Environment Programme, Nairobi. Available at: <https://www.unep.org/resources/global-peatlands-assessment-2022>.
- Worrall, F., Burt, T.P., Jaeban, R.Y., Warburton, J., Shedden, R. (2002). Release of dissolved organic carbon from upland peat. *Hydrological Processes*, 16(17): 3487-3504. <https://doi.org/10.1002/hyp.1111>.
- Yu, Z.C. (2012). Northern peatland carbon stocks and dynamics: A review. *Biogeosciences*, 9: 4071-4085. <https://doi.org/10.5194/bg-9-4071-2012>.
- Zeller, R.H., Almeida, A.A.T., Silva, E.M., Moreira, V.A. (2020). *Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Preto*. Instituto Estadual de Florestal, Diamantina. 43 p. Disponível em: <http://www.ief.mg.gov.br/component/content/196?task=view>. Acesso em: 08 fev. 2023.

CAPÍTULO 21

BANHADOS DOS CAMPOS DO PLANALTO DAS ARAUCÁRIAS

Tatiana Lobato-de-Magalhães^{1,2}, Jaime Antonio de Almeida³, Roseli Lopes da Costa Bortoluzzi⁴,
Adelar Mantovani⁴ e Jackson Adriano Albuquerque³

¹ Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, 76230, Santiago de Querétaro, QRO, México.

² Biological Sciences Department, North Dakota State University, Fargo, 58102, EUA.

³ Departamento de Solos e Recursos Naturais, Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Av. Luiz de Camões, 2090, Conta Dinheiro, 88520-000, Lages, SC, Brasil.

⁴ Departamento de Engenharia Florestal, Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Av. Luiz de Camões, 2090, Conta Dinheiro, 88520-000, Lages, SC, Brasil.

RESUMO

Este capítulo aborda detalhes ambientais sobre a área de ocorrência dos Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias, em que se explica o conceito teórico, legal e empírico do ecossistema, destacando seus aspectos peculiares que incluem informações sobre os tipos de solos hidromórficos, vegetação e avifauna associados aos banhados. Destaca-se a existência de legislação governamental de proteção a esse ecossistema, bem como as ameaças que colocam os banhados em uma situação frágil, particularmente por estarem em áreas de novas fronteiras agrícolas do sul do Brasil. O capítulo é particularmente importante por propor a inserção desse ecossistema no Sistema Nacional de Classificação de Áreas Úmidas, em uma nova categoria a ser criada como “Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias”, e aborda o estado da arte da pesquisa sobre os banhados de altitude do sul do Brasil, as principais lacunas no seu conhecimento e potenciais ações prioritárias para sua conservação. A informação apresentada aqui é relevante não somente para cientistas, como também para estudantes e para tomadores de decisão nas escalas local, regional e nacional.

Palavras-chave: Áreas úmidas de altitude, banhados de altitude, Campos de Cima da Serra, paisagem aquática, solos hidromórficos.

ABSTRACT

Highland wetlands on a meadow-araucaria mosaic landscape – This chapter focuses on the theoretical, legal, and empirical concepts of highland wetlands on a meadow-araucaria mosaic landscape. We highlighted why it is a unique ecosystem, including information about hydromorphic soils, wetland flora and fauna. Governmental legislation to protect this ecosystem exists, but frequent threats place these wetlands fragile, mainly because this region is a new agricultural frontier in Southern Brazil. The chapter is critical to propose the inclusion of this ecosystem in the National Wetland Classification System in a new category called “Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias.” Additionally, we addressed the state of the art of research, the main gaps in its knowledge, and potential priority actions for its conservation. The information presented here is relevant to scientists, scholars, and decision-makers at local, regional, and national scales.

Keywords: Highland wetlands, marshes, Campos de Cima da Serra, aquatic landscape, hydromorphic soils.

INTRODUÇÃO

A região de campos de altitude subtropicais brasileiros se insere no bioma Mata Atlântica, no Planalto Meridional Brasileiro, região leste do limite entre os estados de Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS), conhecida como ‘Campos do Planalto das Araucárias’ (Boldrini *et al.*, 2009). No RS, corresponde principalmente à região fisiográfica dos “Campos de Cima da Serra”, localizada na porção nordeste do planalto; em SC corresponde às vastas porções originalmente campestres do Planalto das Araucárias, estendendo-se pelas porções de campos no mesmo planalto do estado do Paraná, notadamente ao sul desse estado. A vegetação local é predominantemente composta por gramíneas e classificada como campos de altitude, estes entremeados aos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista (FOM), conhecida como ‘Mata de Araucária’. As altitudes nesses locais geralmente variam de 700 e 1800 m s.n.m., abrigando áreas úmidas altamente diversas, com muitas espécies endêmicas (Boldrini *et al.*, 2009; Iganci *et al.*, 2011; Baptista *et al.*, 2012; Magalhães *et al.*, 2013, 2016; Lobato-de Magalhães *et al.*, 2022).

A proposta do capítulo com referência às Araucárias deve-se a sua vinculação com um dos Domínios Morfoclimáticos Brasileiros, o Planalto das Araucárias, em particular, as áreas mais elevadas desse Planalto nas quais predominam os Campos com Araucárias. O trabalho resume o conhecimento ecológico atual, apresenta a legislação ambiental tratando desses ecossistemas e discute as ameaças provenientes do veloz avanço das atividades agrícolas e da silvicultura. Além disso, ele apresenta recomendações para fechar as lacunas científicas e da proteção ambiental.

1. O CONCEITO DE BANHADOS DOS CAMPOS DO PLANALTO DAS ARAUCÁRIAS

As áreas úmidas de altitude típicas da região dos Campos do Planalto das Araucárias são denominadas localmente de banhados (Almeida *et al.*, 2007) (Figura 1), termo oriundo da palavra ‘*bañado*’, proveniente do idioma espanhol (Burger, 2000). Esse termo é amplamente utilizado no sul do Brasil, provavelmente devido à proximidade com países de idioma hispânico, como Argentina e Uruguai. Entretanto, no RS, a maioria dos banhados mais conhecidos situam-se na Planície Costeira, onde são objeto de maior preocupação quanto à proteção ambiental. Os banhados dos Campos do Planalto das Araucárias são caracterizados como áreas palustres, de água doce e com saturação de água permanente, ao contrário da maior parte das áreas úmidas da América do Sul, que apresentam períodos de seca sazonal (Junk, 1993). Esses ecossistemas são definidos por Burger (2000) como áreas de alagamento permanente e são conhecidos na maior parte do país como brejos, podendo também ser denominados de pântanos, pantanais, charcos, varjões e alagados, entre outros termos. Por outro lado, as coletas botânicas

realizadas nos banhados dos Campos do Planalto das Araucárias têm sido referidas e catalogadas pelos pesquisadores como: campos úmidos, banhado, banhado de campo, banhado de altitude, brejo, turfeira, entre outros termos, não havendo um consenso de terminologia para se remeter a esses ambientes.

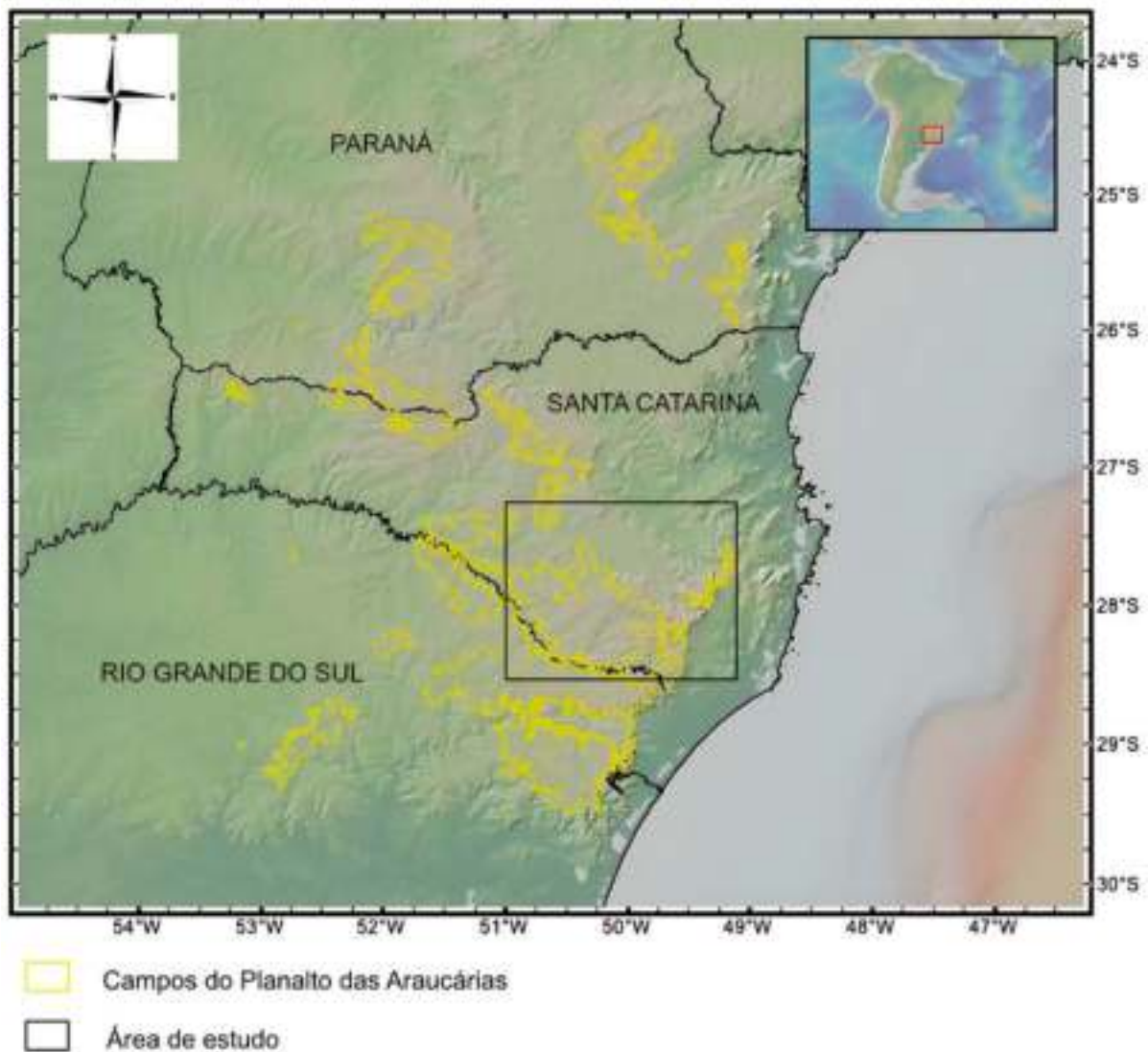


Figura 1. Mapa dos Campos do Planalto das Araucárias, destacando a área de estudo dos banhados no estado de Santa Catarina (retângulo). Elaborado com GeoMapApp (www.geomapp.org) / CC BY.

1.1 Conceito legal

Do ponto de vista legal, esses ambientes são tratados como ‘banhados de altitude’, de acordo com a Legislação Ambiental do estado de Santa Catarina e são considerados áreas de proteção permanente (Lei nº 14675, 2009), assim como uma faixa de dez metros no seu entorno. São caracterizados como ambientes que “Ocorrem acima de 850 (oitocentos e cinquenta) metros acima do nível do mar, constituindo-se por áreas úmidas

em sistema aberto ou em sistema fechado, com ocorrência de solos com hidromorfismo permanente e a presença de pelo menos 25% (vinte e cinco por cento) de espécies vegetais típicas de áreas encharcadas, de acordo com estudo técnico específico” (Lei nº 14675, 2009).

Tais ambientes, entretanto, não se encontram explicitamente protegidos em nível nacional.

No estado do Paraná, não há referências específicas para a proteção de banhados, os quais estariam abrangidos pelo que é definido como “área úmida” definida legalmente como: “o segmento da paisagem constituído por solos hidromórficos”. O entorno a ser protegido é mensurado de acordo com as características do solo (textura) e relevo (declividade) e pode variar entre 50-90 m (Paraná, 2008).

No estado do Rio Grande do Sul, o Código Estadual do Meio Ambiente (Lei nº 15434, 2020) define banhados como:

[...] ecossistemas úmidos caracterizados por solos hidromórficos naturalmente alagados ou saturados de água de forma periódica, excluídas as situações efêmeras, onde se desenvolvem fauna e flora típicas, com características e peculiaridades definidas em regulamento.

O Título III, capítulo 1, artigo 117, indica que nos processos de outorga e licenciamento de utilizações de águas superficiais ou subterrâneas se exige “a manutenção de níveis históricos médios adequados para a manutenção da vida aquática e o abastecimento público, no caso de lagos, lagoas, banhados, águas subterrâneas e aquíferos em geral”. Já no seu Título III (da Gestão dos Recursos Naturais e da Qualidade Ambiental), Capítulo IV (Da Flora e da Vegetação), artigo 144, define-se como “Áreas de Preservação Permanente aquelas situadas em zonas rurais ou urbanas, para efeitos desta Lei, aquelas normatizadas pela legislação federal, bem como as áreas definidas como banhados e marismas”. No Capítulo XIV do mesmo título, quando se refere ao Gerenciamento Costeiro, no seu artigo 208 define que:

Na Zona Costeira, deverão ser protegidas as seguintes áreas, onde somente serão permitidos usos que garantam a sua conservação:

[...]

IV - os banhados e várzeas utilizados significativamente como áreas de alimentação, reprodução, abrigo e refúgio para espécies de fauna nativa, assim definidos pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – FEPAM.

Ou seja, não há referências específicas ou mais detalhadas para a proteção das áreas de banhados situados em regiões interioranas, distantes da Planície Costeira.

1.2 Sistema Nacional de Classificação de Áreas Úmidas

De acordo com o Sistema Nacional de Classificação de Áreas Úmidas (Nunes da Cunha et al., 2014) os Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias são classificados como áreas úmidas interiores, com nível de água relativamente estável, do tipo pantanosa com vegetação herbácea mista. Essa classificação é a que melhor define esse ecossistema, uma vez que não se pode identificar ou incluir os ‘banhados’ nas definições de ‘veredas’ ou ‘turfeiras’.

1.3 Sistema Internacional de Classificação de Áreas Úmidas

No Sistema Cowardin, os Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias são classificados como áreas palustres (Cowardin *et al.*, 1995). O sistema palustre inclui áreas úmidas com salinidade inferior a 0,05% dominadas por arbustos, plantas emergentes persistentes (e.g., gramíneas, ciperáceas) e musgos emergentes (e.g., *Sphagnum* spp.). A descrição de áreas palustres no sistema Cowardin abrange a maioria das zonas úmidas referidas como pântanos, e pradarias úmidas sob outros sistemas de classificação. Eles são frequentemente encontrados dentro ou adjacentes a sistemas fluviais e lacustres, embora possam ser isolados na paisagem, como no caso Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias, que são áreas úmidas emergentes, também conhecidas como campos úmidos, pradarias úmidas, ou marismas de água doce.

1.4 Por que os Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias não são classificados como turfeiras?

As turfeiras, como são denominados popularmente os ambientes de ocorrência de Solos Orgânicos no Brasil, estão dispersas por todo o território nacional, em distintos ambientes. Isso poderia ser contornado com a indicação do ambiente específico, mas ainda assim não descreveria os ambientes hidromórficos dos Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias.

As turfeiras são os depósitos de acumulação das turfas. Entretanto, o termo turfa pode comportar muitas interpretações e definições dependendo do país, região, ou mesmo dos usuários desse material (Franchi, 2004). Existe, no entanto, um certo consenso de que se trata de um material de constituição predominantemente orgânica, contendo 25% ou menos de massa inorgânica (referido como teor de cinzas) relativos à base seca (Andrejko *et al.*, 1983). Os solos orgânicos são muito pretos e porosos. No geral, as áreas úmidas orgânicas são simplesmente chamadas de turfeiras (tourbières, em francês, e peatlands, na língua inglesa), porém em alguns países, como o Canadá, para ser considerado turfeira é necessário o acúmulo de mais de 40 cm de turfa (Warner & Rubec, 1997), enquanto no Brasil, pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, define-se que Organossolos devem ter uma camada de material orgânico que varia entre 20 e 60 cm, dependendo de condições específicas (Santos *et al.*, 2018). Não existe uma norma oficial quanto à espessura de materiais orgânicos necessários para configurar uma turfeira no país. Embora,

normalmente se considerem camadas espessas, com pelo menos 50 cm de espessura, a não ser quando estiverem assentadas sobre rochas.

Do ponto de vista da pedologia, as turfeiras são em geral constituídas por solos classificados como Organossolos Háplicos no sistema brasileiro e *Histosols* no sistema norte-americano de classificação de solos.

Há que se considerar, portanto, que, nos ambientes dos banhados estudados, as turfeiras (equivalentes aos Organossolos) limitam-se geralmente a sua parte central, ou a parte mais externa permanentemente alagada, sendo menos frequentes e com menor expressão de área do que os demais solos, principalmente os Gleissolos. As turfeiras de baixada típicas estão sempre restritas a ambientes permanentemente alagados, enquanto os banhados têm saturação intermitente com água, dependendo da época do ano e do regime das chuvas, com oscilação do lençol freático, que geralmente ocorre abaixo da superfície, favorecendo rápida decomposição da matéria orgânica, com formação de Gleissolos e invasão das espécies de ambientes oxidados.

O termo turfeiras aplica-se também ao ambiente dos Organossolos Fólicos, os quais a Pedologia distingue dos Organossolos Háplicos, sendo os primeiros formados por acumulação de matéria orgânica em ambientes altomontanos frios e úmidos (Turfeiras de Altitude) e o segundo pela acumulação desta em ambientes hidromórficos (Turfeiras de Baixadas, de Alagadiços, de Charcos). No ambiente dos Campos do Planalto das Araucárias, as Turfeiras de Altitude ocorrem principalmente margeando a borda da Escarpa da Formação Serra Geral e ocorrem desde São Francisco de Paula, Cambará do Sul, São José dos Ausentes, Bom Jardim da Serra e Urupema. Tais turfeiras não se formam por hidromorfismo, mas sim pelo efeito do encontro de massas de ar frio do planalto com as de ar quente do litoral, as quais criam um ambiente localizado úmido e mais frio, de alta nebulosidade, alta umidade relativa que favorece a acumulação de matéria orgânica, pela baixa atividade de microrganismos. As turfeiras são pouco frequentes nas depressões encharcadas presentes nos campos abertos que aqui pretendemos caracterizar e descrever, os “banhados”.

2. ASPECTOS FÍSICOS

2.1 Clima e regime hídrico

As temperaturas médias no inverno e no verão são de 10,5 e 17,5 °C, respectivamente, e o clima é classificado como subtropical, tipo Cfb no sistema de Köppen. A precipitação média anual varia de 1600 a 1800 mm distribuída uniformemente ao longo do ano (Andrade *et al.*, 2008; INMET, 2014) (Figura 2); a evaporação é considerada baixa (devido às baixas temperaturas da região), próximo de 750 mm, segundo Ávila *et al.* (2022). O regime hídrico dos Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias é de saturação intermitente, dependendo da época do ano e regime das chuvas, sendo altamente influenciado pela

pluviosidade de cada microclima na paisagem e pelo nível do lençol freático. Os Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias são abastecidos por água meteórica, escorrimentos, água superficial e subsuperficial.

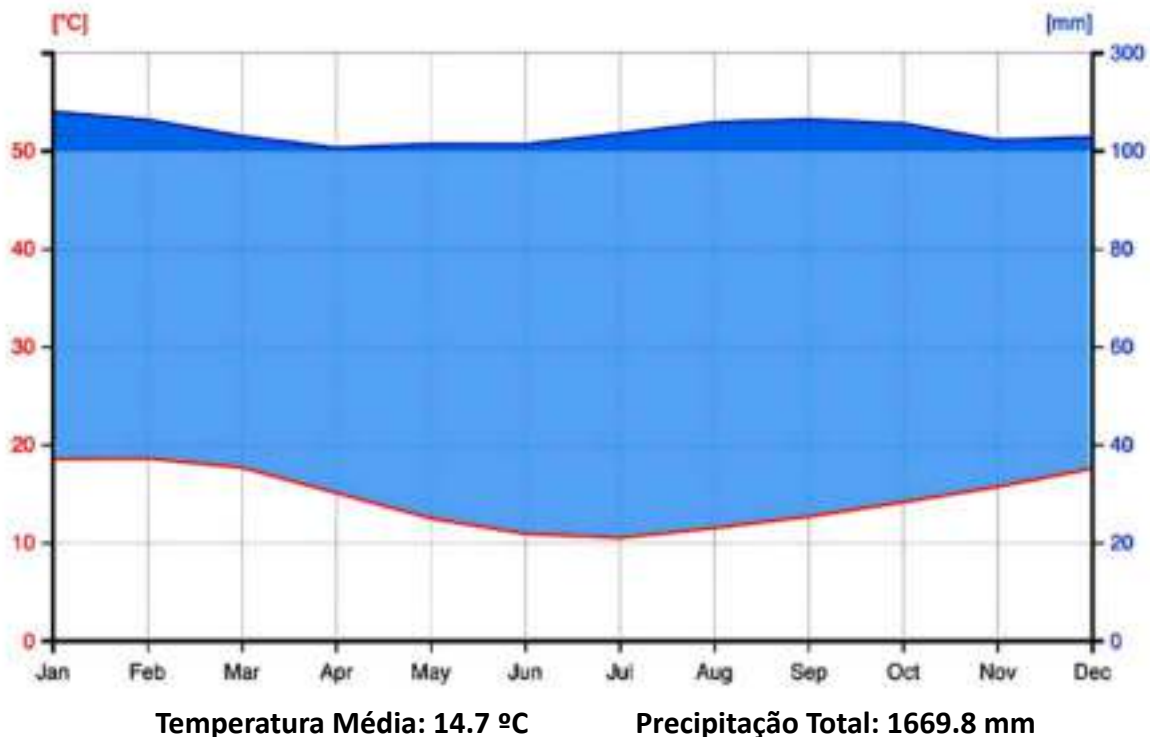


Figure 2. Climadiagrama da região entre os anos de 1901 e 2019 (28S, 50W, Alt.: 1113 m s.n.m.). Fonte: CRU Time Series v4.05 <https://climatecharts.net>

2.2 Conectividade, tamanho e forma

Essa região tem uma 'paisagem úmida' conformada por uma matriz de campos naturais com fragmentos de floresta e milhares de pequenas depressões onde se formaram os charcos desse ambiente (Figura 3). As áreas úmidas são conhecidas localmente como 'banhados' ou 'campos úmidos' e ocorrem nos campos naturais (Magalhães, 2013; Schaefer-Santos *et al.*, 2013); são muito comuns na região e, quase sempre, ocorrem associadas a fragmentos florestais, formando um mosaico heterogêneo que incorpora ecossistemas terrestres, ecossistemas aquáticos e áreas úmidas conectando uma paisagem aquática (Schofield *et al.*, 2018). Os banhados dos Campos do Planalto das Araucárias ocorrem em altitudes em torno de 900 a 1800 metros (Magalhães *et al.*, 2012). Os banhados ocorrem em áreas pouco extensas (área < 2 ha) e concêntricas (índice de forma < 2), contudo podem apresentar variações de tamanho (0,01 - 20 ha) e forma. Os banhados no Rio Grande do Sul chegam a ocupar 10% (Maltchik, 2003; Maltchik *et al.*, 2003) e, em Santa Catarina, cerca de 13% da área total dos Campos do Planalto das Araucárias (Magalhães, 2013).



Figura 3. Banhado no município de Bom Jardim da Serra, Santa Catarina (-28.3325 S, 49.6709 W, 1210 m s.n.m.).

Existem dois tipos de sistemas de conectividade hídrica para os Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias, os quais marcam suas diferenças no fluxo de água e influenciam os aspectos físicos (e.g., solo) e biológicos (e.g., vegetação) dos banhados (Almeida *et al.*, 2007). No sistema fechado, as áreas úmidas ocorrem de maneira isolada na paisagem, sem conexão hídrica superficial com outros corpos de água ou com uma conexão temporal. Os sistemas fechados geralmente estão situados em depressões no relevo (Almeida *et al.*, 2007) e podem ser denominados de sistemas isolados, ou áreas úmidas isoladas (do inglês, *geographically isolated wetlands*). No sistema aberto, os banhados estão associados a cursos de água e submetidos à frequente água corrente, representando zonas de inundação (do inglês, *flooded wetland*).

Definição dos sistemas de conectividade hídrica para os Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias:

- **Sistema fechado:** formados em áreas relativamente planas a partir das cabeceiras de drenagem, entre áreas de relevo suave ondulado ou ondulado, cuja influência maior na formação dos solos foi por coluvionamento de materiais advindos das partes mais altas; não estão interconectados por fluxos de água superficiais ou subsuperficiais laterais, embora possam formar nascentes ou “olhos d’água” em algum ponto a jusante, decorrentes de transporte pelo lençol freático profundo. Podem ser descritos também como áreas úmidas isoladas geograficamente.

- **Sistema aberto:** formados de modo similar ao de sistemas fechados, diferenciam-se destes por estarem interconectados com outros banhados por fluxos de água superficiais ou subsuperficiais formando, em algum ponto da paisagem, veios d'água líquida aflorante, originando sangas ou pequenos riachos que tanto podem se comunicar com outros banhados, como constituírem parte de uma rede fluvial mais abrangente. Incluem-se nesse sistema também as áreas de várzea com depósitos aluvionares situadas às margens dos cursos d'água maiores.

2.3 Solos predominantes

Os solos predominantes nessas áreas úmidas são Gleissolos e Organossolos, que são solos hidromórficos, típicos de zonas com saturação de água e que acumulam grande quantidade de matéria orgânica (Almeida *et al.*, 2007; Warmling *et al.*, 2017).

As informações sobre os tipos de solos existentes nas áreas de Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias se restringem a poucas observações de perfis de solo realizadas durante levantamentos de solos em nível estadual, em escalas de baixa intensidade (1:500.000 a 1:1.000.000), onde, pela pequena expressão isolada das diversas áreas úmidas, são geralmente citadas como “inclusões” dentro de manchas maiores. Gleissolos Melânicos, Gleissolos Hápticos e Organossolos Hápticos são os solos predominantes.

Maior intensidade de observações e detalhes das características desses solos são referenciados nos trabalhos de Almeida *et al.* (2007), Warmling (2013) e Warmling *et al.* (2017) para ambientes do Planalto das Araucárias em Santa Catarina, onde foram descritos, amostrados e caracterizados 18 perfis de solos em áreas de banhados, em distintas regiões do estado. Embora restritas a uma área pequena no contexto do ambiente geral, essas informações são relevantes, pois, somando-se ao conhecimento adquirido em pesquisas anteriores no sul do Brasil (Ker *et al.*, 1986; Gomes *et al.*, 1990; Curcio *et al.*, 2000; Almeida, 2009), representam com fidelidade as principais características e propriedades dos solos ocorrentes nos vários ambientes dos Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias do sul do Brasil.

A grande maioria dos solos dos banhados apresenta pH baixo, com reação fortemente ácida, altos teores de Al trocável e baixa soma (S) e saturação por bases (V%), indicando solos de baixa fertilidade química. Entretanto, deve ser salientado que, na condição de saturação permanente com água, predominam as reações de redução dos compostos químicos, que liberam oxidrilas, processo que eleva o pH, precipita o Al e, assim, reduz o efeito fitotóxico desse elemento.

2.4 Heterogeneidade de solos na paisagem

Para melhor visualização da expressão geográfica e heterogeneidade dos Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias no contexto das áreas de derrames efusivos (rochas ácidas e intermediárias), são mostrados dois exemplos, um no estado do Rio Grande do Sul e outro no estado de Santa Catarina (Figuras 4 e 5).



Figura 4. Vista em maior detalhe de áreas de banhados nos Campos do Planalto das Araucárias no estado do RS: A) área intensamente antropizada com cultivos de maçã, soja e milho, com banhados de diferentes formas e tamanhos, ocupando as áreas planas entre os cultivos, a leste de Vacaria; B) áreas menos antropizadas na porção inferior da foto, com banhados situados entre as áreas mais declivosas adjacentes, com afloramentos rochosos, que limitam seu uso agrícola intensivo, ao noroeste de Bom Jesus, próximo ao Rio dos Touros ao fundo.



Figura 5. Vista em maior detalhe das dezenas de banhados (em tonalidades verde-acinzentado) entremeados nas áreas mais altas de relevo ondulado e suave ondulado, ao sul e sudeste da localidade de São Jorge, região da Coxilha Rica em SC. São áreas de confinamento de água que contribuem para os pequenos córregos que desaguam no Arroio Penteadado, na área verde intenso mais central. A nordeste da área, área com cultivos de soja e milho, onde os banhados formam mosaicos entre as áreas mecanizadas. Altitudes variam de 1000 a 1050 m s.n.m. Imagem do *Google Earth*.

Um modelo geral de distribuição dos principais solos na paisagem é mostrado na Figura 6. A linha horizontal inferior indica a área do banhado com a altura média do lençol freático.

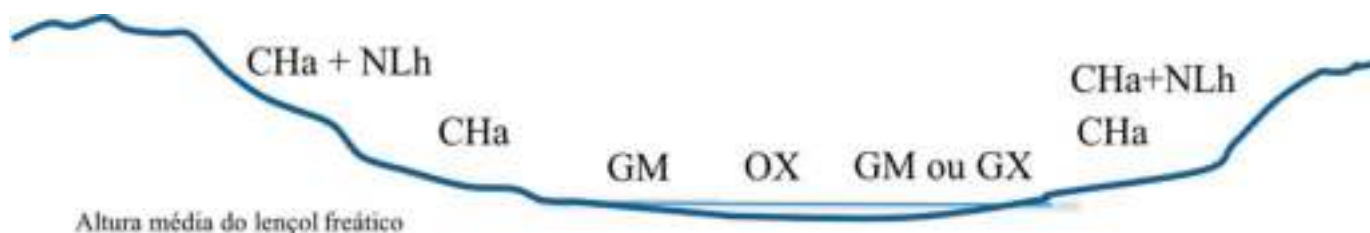


Figura 6. Modelo de representação da distribuição dos principais solos nas áreas de Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias. CHa = Cambissolo Húmico Alumínico; NLh = Neossolo Litólico Húmico; GM = Gleissolo Melânico; GX = Gleissolo Háplico; OX = Organossolo Háplico.

Nas áreas de cotas mais altas adjacentes aos banhados, com relevos tanto ondulados como suave ondulados, ocorrem principalmente Cambissolos Húmicos Alumínicos (CHa) e Neossolos Litólicos Húmicos (RLh), frequentemente associados com Afloramentos Rochosos (AR). Geralmente na área de menor altitude do banhado, permanentemente alagada, ocorrem Organossolos Háplicos (OX) (turfas no senso comum); em cotas ligeiramente superiores aos Organossolos, onde o lençol freático (LF) está ligeiramente abaixo da superfície durante determinados períodos do ano, ocorrem Gleissolos Melânicos (GM), com horizontes superficiais mais escuros, sendo essa a principal classe de solo ocorrente na maioria dos banhados; na porção mais próxima à margem dos banhados, dependendo da condição de drenagem local, estes podem ainda predominar, mas havendo rebaixamento mais frequente do LF, a condição mais oxidante na superfície pode favorecer a decomposição da matéria orgânica, formando os Gleissolos Háplicos (GX) com horizonte superficial menos escurecido, sendo esses pouco frequentes na área estudada. No entorno mais próximo dos limites do banhado, quando o contraste topográfico é mais abrupto, voltam a ocorrer Cambissolos Húmicos (CHa) mais bem drenados; já quando o gradiente topográfico aumenta gradativamente em direção às cotas mais altas, esses Cambissolos Húmicos geralmente apresentam horizontes gleizados entre 50 e 80 cm abaixo da superfície, recebendo o sufixo gleissólico no quarto nível da classificação. Nesses casos, a identificação do limite dos banhados se torna imprecisa.

As Figuras 7 a 10 ilustram aspectos da morfologia e espessura dos horizontes e/ou camadas dos principais solos de banhados que ocorrem em distintos locais dos Campos do Planalto das Araucárias, com suas respectivas classificações taxonômicas de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (Santos *et al.*, 2018) e paisagem de ocorrência.



Figura 7. Organossolo Háplico Sáprico típico com horizonte hístico (orgânico) com mais de 50 cm de espessura (esquerda). Derivado de depósitos coluvionares provenientes da pedogênese de basalto. Paisagem de ocorrência no município de Campos Novos (direita) (-27.4479 S, 51.1203 W, 870 m s.n.m.).



Figura 8. Perfil de Organossolo Háplico Sáprico térrico, com horizonte hístico (orgânico) com mais de 40 cm de espessura e horizonte glei abaixo de 55 cm (esquerda). Derivado de depósitos coluvionares provenientes da pedogênese de basalto. Paisagem de ocorrência no município de Capão Alto (direita) (-28.1601 S, -50.6600 W, 975 m s.n.m.).



Figura 9. Gleissolo Melânico Ta Alumínico típico, com horizonte A de 35 cm, horizonte ACg de 35 a 50 cm, seguidos de vários sub-horizontes Cg até mais de 110 cm (esquerda). Derivado de sedimentos coluviais e aluviais provenientes da pedogênese de basalto e rochas sedimentares. Paisagem de ocorrência no município de São José do Cerrito (direita) (-27.4762 S, 50.6007 W, 805 m s.n.m.).



Figura 10. Gleissolo Melânico Alumínico (esquerda) e Gleissolo Háplico Alumínico (centro) derivados de sedimentos oriundos da pedogênese de rochas sedimentares. Paisagem de ocorrência no município de Palmeira dos Índios (direita), com banhado ao centro da foto e cultivo de pinus na área adjacente. (-27.5809 S, -50.1950 W, 865 m s.n.m.)

3. ASPECTOS BIOLÓGICOS

3.1 Flora

Os ambientes denominados de Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias estão inseridos na tipologia de Floresta Ombrófila Mista, fazendo parte do Bioma da Mata Atlântica. Esse bioma é listado como um *hotspot* mundial de biodiversidade para o qual foi estimado, por Myers *et al.* (2000), um total de 20.000 espécies, das quais 8.000 são endêmicas. E é dentro desse contexto que estão os banhados, para os quais poucas informações sobre a vegetação estão registradas.

Esses ambientes são locais com cobertura completa por vegetação graminosa e arbustiva na maior parte do ano. Com o abaixamento do lençol freático, durante períodos mais secos, ocorre ligeira retração transitória da vegetação, mas ainda cobrindo mais de 80% da área. Durante os episódios de secas prolongadas, com o abaixamento do lençol freático, as espécies de áreas secas do entorno “invadem” a área do banhado na parte mais externa, e podem ali persistir por vários anos.

Esse ecossistema é extremamente biodiverso (Shannon = 4,09), chegando a ter mais de 40 espécies herbáceas aquáticas por metro quadrado, entre elas, gêneros de plantas avasculares, briófitas (*Atractylocarpus*, *Breutelia*, *Bryum*, *Campylopus*, *Clasmatocolea*, *Isopterygium*, *Leptodontium*, *Sphagnum*), plantas carnívoras (*Utricularia* spp.: Lentibulariaceae) e orquídeas aquáticas (*Habenaria* spp.: Orchidaceae). Além disso, esses ecossistemas apresentam alta variação florística dentro e entre banhados, podendo cada banhado ser único na sua composição e com formação de zonas de centro e borda. Muitas famílias (40%) e gêneros (64%) são representados por uma única espécie, que é padrão comum em áreas preservadas (Magalhães *et al.*, 2016). A composição florística registrada para os banhados dos Campos do Planalto das Araucárias compõe-se de cerca de 251 espécies, classificadas em 143 gêneros e 45 famílias, com base em estudos realizados por Almeida *et al.* (2007), Magalhães (2016) e Lapa (2023).

As famílias de maior riqueza específica são Asteraceae (58 espécies), Poaceae (54 espécies) e Cyperaceae (35 espécies), que se caracterizam também não somente como as famílias mais ricas, mas também as mais abundantes. Os gêneros com maior número de espécies são *Baccharis* (10 espécies - Asteraceae); *Cyperus* (13 espécies), *Eleocharis* (oito espécies), *Rhynchospora* (sete espécies), todos da família Cyperaceae, além de *Paspalum* (Poaceae), com seis espécies, seguido por gêneros classificados em outras famílias, como: *Sisyrinchium* (Iridaceae) e *Eryngium* (Apiaceae) com seis espécies; *Juncus* (Juncaceae) e *Senecio* (Asteraceae), com quatro espécies cada. As formas de vida mais comuns para as espécies registradas são anfíbias e emergentes. A maioria das espécies se encontra nas zonas marginais dos banhados, representando 74% do total de espécies de plantas dos banhados (Magalhães, 2013, Magalhães *et al.*, 2013, 2016), além de que a ocorrência de espécies dos gêneros *Sphagnum*, *Habenaria* e *Blechnum* é típica de banhados preservados. Entre as espécies com potencial de uso se destaca o uso bioativo (Conama, 2010, Magalhães *et al.*, 2013).

3.2 Endemismos

O Brasil apresenta uma grande extensão territorial com variações ambientais e climáticas e essa condição permite ambientes distintos que favorecem a presença de elevada biodiversidade da flora. Além disso, essas variações ambientais favorecem endemismos e, dentre estes ambientes, os denominados banhados apresentam várias espécies endêmicas do Brasil, a exemplo de *Baccharis spicata*, referenciada como espécie macroendêmica (Irgang & Gastal Júnior, 2003) e *Calamagrostis longearistata* (atualmente, *Cinnagrostis rupestres*), *Leptostelma catharinensis* e *Syngonanthus caulescens*, endêmicas dos Campos Subtropicais Brasileiros (Iganci *et al.*, 2011). Especificamente, verificou-se a presença de 35 espécies consideradas endêmicas do Brasil, as quais equivalem a 14% do total de espécies registradas como endêmicas nos Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias. Asteraceae (*Baccharis grandimucronata*, *B. ochracea*, *B. organensis*, *B. uncinella*, *Jaegeria hirta*, *Leptostelma catharinense*, *Lessingianthus cataractarum*, *Mikania decumbens* Malme, *Perezia catharinensis*, *Senecio juergensii*, *Stevia alternifolia*, *S. cinerascens*, *S. veronicae*, *Trichocline catharinensis*, *Trixis lessingii* e *Vernonanthura mucronulata*); Campanulaceae (*Lobelia fistulosa* e *L. hederacea*); Cyperaceae (*Carex purpureovaginata*); Eriocaulaceae (*Eriocaulon dimerum*, *E. ligulatum*); Fabaceae (*Crotalaria hilariana* e *Mimosa ramosissima*); Hydroleaceae (*Hydrolea spinosa*); Hypericaceae (*Hypericum rigidum*); Iridaceae (*Sisyrinchium pendulum*); Lythraceae (*Cuphea urbaniana*); Poaceae (*Canastra aristella*, *Cinnagrostis rupestres* e *Ocellochloa rudis*); Polygalaceae (*Polygala longicaulis*); Rubiaceae (*Galium hypocarpium* e *G. smithreitzii*); Caprifoliaceae (*Valeriana salicariifolia*) e Verbenaceae (*Verbena alata*).

3.3 Avifauna

As aves que habitam os Campos do Planalto das Araucárias compõem quase a metade da avifauna do RS e SC. São os Campos de Cima da Serra, uma parte do bioma da Mata Atlântica, uma área com grande pressão antrópica, pela monocultura de pinus, e outros, hidroelétricas, drenagem de áreas úmidas, para agricultura e pecuária, e pelo manejo inadequado do solo. Apesar da ameaça real ao habitat dos campos, espécies variadas de aves que ali habitam seguem pouco estudadas, se comparadas com as aves florestais (Fontana *et al.*, 2008), e a literatura sobre as espécies de campo é especialmente rara no que se refere ao território catarinense. Foram observadas 337 espécies na região e, destas, 140 (42%) associadas ao complexo campo-banhado. Destacamos aqui algumas específicas de banhados: *Amazonetta brasiliensis*, *Anas flavirostris*, *A. georgica*, *Ardea alba*, *Butorides striata*, *Ceryle torquatus*, *Chloroceryle amazona*, *Dendrocygna viduata*, *Donacospiza albifrons*, *Fulica leucoptera*, *Gallinago paraguaiensis*, *Gallinula chloropus*, *G. melanops*, *Himantopus melanurus*, *Jacana*, *Laterallus leucopyrrhus*, *Limnortyx rectirostris*, *Pardirallus nigricans*, *P. sanguinolentus*, *Plegadis chihi*, *Rostrhamus sociabilis*, *Sporophila melanogaster*, *Xolmis dominicanus* e *Xanthopsar flavus*, entre outras (Fontana *et al.*, 2008; Boldrini *et al.*, 2009). Sabe-se que entre as espécies ameaçadas dos Campos de Cima da

Serra, 31% são estritamente campestres. Estudos relevantes sobre biologia e ecologia das aves permanecem incipientes no sul do Brasil. Dados ao longo de vários anos consecutivos seriam essenciais para entender os padrões de difícil detecção em períodos curtos e essa informação potencializaria a investigação sobre a história natural das espécies da região, mostrando a necessidade de atenção para aspectos relacionados à sua conservação ou expansão populacional (Repenning *et al.*, 2010).

4. PRINCIPAIS AMEAÇAS, PERSPECTIVAS DE CONSERVAÇÃO E RECOMEN- DAÇÕES PARA FECHAR LACUNAS DE CONHECIMENTO

As áreas úmidas são sistemas de interesse de conservação. No entanto, estão suscetíveis à ação antrópica (drenagem, represamento e queimadas), sendo um dos ecossistemas mais degradados no mundo, com perdas de mais de 80% nos últimos séculos (Cohen *et al.*, 2016; Calhoun *et al.*, 2017 a, b). Nos Campos do Planalto das Araucárias, a degradação e perda de banhados se devem principalmente à expansão da agricultura, reflorestamentos e da pecuária na região. Para Fontana *et al.* (2008), os campos têm se mantido intactos graças à dificuldade de acesso imposta pelo relevo, como nas áreas de campo situadas na calha dos rios Pelotas, das Antas, Leão, Silveira, Santana, dos Touros, Cerquinha, Pelotinhas, Lava-Tudo e Canoas, e seus afluentes e são os remanescentes de banhados que garantem os habitats propícios para a manutenção de populações de várias espécies ameaçadas. A expansão dos cultivos anuais e dos reflorestamentos com pinus representa grandes riscos de contaminação dos ambientes dos banhados de altitude estudados. Pela sua localização geralmente confinada entre áreas de relevo ondulado adjacentes, quase sempre com ausência de vegetação arbustiva ou arbórea protetora nas áreas marginais, e com os cultivos estendendo-se até as áreas muito próximas a eles, os pesticidas facilmente podem alcançar esses locais durante as enxurradas. Como consequências, todo o ambiente dos banhados pode ser afetado, incluindo a biota e as águas nele contidas, com reflexos negativos na qualidade das águas de toda a rede fluvial associada.

Devido à grande alteração nas paisagens naturais, especialmente pelas ações antrópicas, muitos ambientes e espécies podem correr algum risco de extinção ou sofrerem redução significativa em sua área de ocorrência. Contudo, a lista de espécies ameaçadas de extinção pode servir como um alerta para que ações de conservação possam ser desenhadas e efetivadas para reduzir o risco de extinção.

Os Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias vêm se tornando alvo de processos de drenagem e assoreamento por ações antrópicas, especialmente aquelas que buscam ampliação das áreas agricultáveis. Ações de proteção, reconhecimento e alerta se fazem necessárias, como uma lista de espécies ocorrentes nesses ambientes de banhados que apresentam atualmente algum grau de risco (CNCFlora, 2023). Assim, para as áreas úmidas estudadas foram registradas 14 espécies listadas em algum grau de ameaça na Lista Ver-

melha de Ameaça da Flora Brasileira (CNCFlora, 2023). Para *Baccharis megapotamica*, *B. grandimucronata* e *Vernonanthura mucronulata*, *Trichocline catharinensis*, *Syngonanthus caulescens* há registro do grau de ameaça “Pouco preocupante” e *Mikania decumbens*, *Stevia alternifolia*, *Lobelia hederacea* estão classificadas como “Quase ameaçada”. Para *Utricularia tridentata* “Vulnerável” e *Axonopus ramboi*, *Cuphea lindmaniana* e *Eryngium smithii*, “Em Perigo”. Dentre as Poaceae registrou-se que as espécies *Canastra aristella* e *Dichanthelium surrectum* estão, ambas, classificadas na categoria de ameaça “Pouco Preocupante”.

Além do alerta para a presença de espécies ameaçadas de extinção, também se apresenta a seguir uma lista de recomendações para conservar os Banhados dos Campos do Planalto das Araucárias.

- Elaborar um inventário com mapas da delimitação dos banhados.
- Ampliar a lista oficial de espécies indicadoras dos banhados.
- Identificar espécies indicadoras da zona exterior e interior para ajudar a caracterizar os limites das zonas úmidas. Essa informação será útil para a conservação de áreas protegidas e ordenamento do território de acordo com a legislação ambiental.
- Formar profissionais habilitados para identificar, classificar e mapear banhados, incluindo conhecimento de solos hidromórficos e vegetação típica.
- Como as áreas apresentaram uma grande amplitude de tamanhos, é sugerido que a partir das classes de tamanho estabelecidas seja proposto um uso adequado por meio legal. – Uso de faixas de conservação no seu entorno de acordo com a área total ou fator de forma.
- Estabelecer um sistema de ‘pago por serviços ambientais’ ou ‘pagamento por abastecimento de água’ que favoreça aqueles proprietários de terras que protejam os banhados. – Ver o exemplo da Prairie Pothole Region, EUA.
- Mais estudos científicos sobre a biodiversidade, distribuição espacial do ecossistema, distribuição e mobilidade de suas espécies, contribuição no fornecimento de água, entre outros, são fundamentais para o estabelecimento de estratégias de conservação, bem como para o planejamento de seu uso sustentável.

REFERÊNCIAS

- Almeida, J.A., Albuquerque, J.A., Bortoluzzi, R.L.C. & Mantovani, A. (2007). Caracterização dos solos e da vegetação de áreas palustres (brejos e banhados) do Planalto Catarinense. FIEPE-CAV, Lages.
- Almeida, J.A. Fatores Abióticos (2009). In Boldrini, I.L. (org.). Biodiversidade dos campos do Planalto das Araucárias. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente - Série Biodiversidade 30(1): 19–38.
- Andrade, A.R, Baldo, M.C. & Nery, J.T. (2008) Variabilidade sazonal da precipitação pluviométrica de Santa Catarina. Acta scientiarum. Technology 21:923–928.
- Andrejko, M.J., Fiene, F., & Cohen, A.D. (1983). Comparison of ashing techniques for determination of the inorganic content of peats. In Jarrett, P.M. (ed). Testing of peats and organic soils. ASTM, Philadelphia. p. 5–20.

- Ávila, A.C.M., Albuquerque, J.A. & Campos, C.G.C. (2022) Climate change and its effect on the soil water balance of Lages, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Geografia Física* 15: 2796-2809. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v15.6.p2796-2809>
- Baptista L.R.M., Lorscheitter, M.L. & Scherer, C. (2012) Floristic composition of a Subtropical bog, Eastern Plateau from southern Brazil. *Check List* 8:224–236.
- Boldrini, I.I., Eggers, L., Mentz, L.A., Miotto, S.T.S., Matzenbacher, N.I., Longhiwagner, H.M., Trevisan, R., Schneider, A.A. & Setúbal, R.B. (2009) Flora. In Boldrini, I.I. (org). *Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias. Série Biodiversidade* (v. 30). Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Burger, M.I. (2000). Situação e ações prioritárias para conservação de banhados e áreas úmidas da Zona Costeira.
- Calhoun, A.J., Mushet, D.M., Alexander, L.C., DeKeyser, E.S., Fowler, L., Lane, C.R., ... & Walls, S. C. (2017a). The significant surface-water connectivity of “geographically isolated wetlands”. *Wetlands* 37: 801-806. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0887-3>
- Calhoun, A.J., Mushet, D.M., Bell, K.P., Boix, D., Fitzsimons, J.A., & Isselin-Nondedeu, F. (2017b). Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a ‘disappearing’ ecosystem. *Biological conservation* 211: 3-11. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.024>
- CNCFlora. 2023. Centro Nacional de Conservação da Flora. Lista Vermelha. <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal>
- Cohen, M.J., Creed, I.F., Alexander, L., Basu, N.B., Calhoun, A.J., Craft, C., ... & Walls, S.C. (2016). Do geographically isolated wetlands influence landscape functions? *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(8): 1978-1986. <https://doi.org/10.1073/pnas.1512650113>
- Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA (2010) Resolução Conama nº 423, de 12 de abril de 2010. Dispõe sobre parâmetros básicos para identificação e análise da vegetação primária e dos estágios sucessionais da vegetação secundária nos Campos de Altitude associados ou abrangidos pela Mata Atlântica.
- Cowardin, L.M., & Golet, F.C. (1995). US Fish and Wildlife Service 1979 wetland classification: A review. *Vegetatio* 118: 139-152.
- Curcio, G.R., Carvalho, A.P., Bognola, I.A., Gomes, I.A, Rossi, M., Coelho, M.R. & Santos, R.D. (2000). Descrição de perfis. In 6ª Reunião de classificação, correlação e aplicação de levantamentos de solos. Guia de excursão de estudos de solos nos estados do RS, SC e PR. Colombo: Embrapa Florestas, Rio de Janeiro: Embrapa Solos e Campinas: IAC. p 17-123 <https://cloud.utfpr.edu.br/index.php/s/ttHeiudGuoJh8C>
- Fontana, C.S., Rovedder, C.E., Repenning, M. & Gonçalves, M.L. (2008). Estado atual do conhecimento e conservação da avifauna dos Campos de Cima da Serra do sul do Brasil, Rio Grande do Sul e Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16(4): 281-307.
- Franchi, J.G. (2004). A utilização de turfa como adsorvente de metais pesados: o exemplo da contaminação do rio Ribeira de Iguape por chumbo e metais associados (Tese de doutorado). Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências. São Paulo, SP.
- Gomes, K.E., Almeida, J.A., Quadros, F.L.F. Vidor, M.; Ribeiro, A.M.L. & Dallagnol, M. (1990). Zoneamento das Pastagens Naturais do Planalto Catarinense. In 11ª Reunião do grupo técnico regional do Cone Sul em melhoramento e utilização de recursos forrageiros das áreas tropical e subtropical. Relatório. Empasc, Lages, SC. p. 304-314.
- Irgang, B.E. & Gastal- Júnior. (2003). *Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS*. Porto Alegre: Edição dos Autores. 290 p.
- Ker, J.C., Almeida, J.A., Fasolo, P.J. & Hochmüller, D.P. (1986). Pedologia (3) levantamento exploratório de solos. In: Folha SH. 22 Porto Alegre e parte das folhas SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. IBGE. v. 33, p. 405-540. ISBN: 8524002530. <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=219048>
- Iganci, J.E.V., Heiden, G., Miotto, S.T.S. & Pennington, R.T. (2011). Campos de Cima da Serra: The Brazilian Subtropical High Land Grasslands show an unexpected level of plant endemism. *Botanical Journal of the Linnean Society* 167: 378–393.

Instituto Nacional de Meteorologia, INMET (2014). Dados climáticos da Estação de São Joaquim: série histórica de 1961 a 2012. Banco de dados. Recuperado de <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>

Junk, W. (1993). Wetlands of tropical South America. In Whigham, D.F., Dykyjová & D.; Hejný, S. Wetlands of the world I: Inventory, ecology and management. Kluwer, London. p. 679-739.

Lapa, M.M.S. (2023). Diversidade da Família Asteraceae em Áreas de Campos e Fragmentos Florestais: Estudo de caso na Fazenda Santa Rita, Lages, Santa Catarina, Brasil. [dissertação] Lages: Universidade do Estado de Santa Catarina.

Lei nº 14675, de 13/04/2009 (2009). Institui o Código Estadual do Meio Ambiente do estado de Santa Catarina e estabelece outras providências. SC. Recuperado de http://leis.alesc.sc.gov.br/html/2009/14675_2009_Lei.html

Lei Nº 15434 de 09/01/2020. (2020). Institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. RS. Recuperado de <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=388665>

Lobatode Magalhães, T., Murphy, K., Efremov, A., Davidson, T.A., Molina-Navarro, E., Wood, K.A., ... & Ortegón-Aznar, I. (2022). How on Earth did that get there? Natural and human vectors of aquatic macrophyte global distribution. *Hydrobiologia* 1-28. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05107-0>

Magalhães, T.L. de. (2013). Vegetação de áreas úmidas (banhados) em campos naturais no Planalto Sul Catarinense: Espacialização e métricas da paisagem, diversidade e distribuição florística. [dissertação]. Lages: Universidade do Estado de Santa Catarina.

Magalhães, T.L. de, Shimalski, M.B., Mantovani, A. & Bortoluzzi, R.L.C. (2012). Image classification using Landsat TM images for mapping wetlands vegetation (banhados) of the Catarinense Plateau, southern Brazil. In 4ª International conference on geographic object-based image analysis (GEOBIA), Rio de Janeiro. p. 292-297.

Magalhães, T.L. de, Bortoluzzi, R.L.C., & Mantovani, A. (2013). Levantamento florístico em três áreas úmidas (banhados) no Planalto de Santa Catarina, Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 11(3):. <https://seer.ufrgs.br/rbrasbioci/article/view/115509>

Magalhães, T.L. de, Bortoluzzi, R.L.C., & Mantovani, A. (2016). Plant distribution in freshwater wetlands of the Brazilian subtropical highland grasslands. *Brazilian Journal of Botany* 39: 239-249. <https://doi.org/10.1007/s40415-015-0226-y>

Maltchik, L. (2003). Biodiversidade e conservação de áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos. 1. ed. Editora UNISINOS, São Leopoldo. 79p.

Maltchik, L., Schneider, E., Becker, G. & Escobar, A. (2003) Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisas. Botânica* 53: 89-100.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

Nunes da Cunha, C., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (2014). Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macro-habitats. EdUFMT. 156p.

Paraná (2008). Resolução Conjunta IBAMA/SEMA/IAP nº 005, de 28 de março de 2008. Normatizar a preservação, restauração, conservação e recuperação das áreas úmidas. <http://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=113997>

Repenning, M., Rovedder, C.E. & Fontana, C.S. (2010). Distribuição e biologia de aves nos campos de altitude do sul do Planalto Meridional Brasileiro. *Revista Brasileira de Ornitologia* 18(4): 283-306.

Santos, H.G., Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C., ... & Cunha, T.J.F. (2018). Sistema Brasileiro de Classificação de Solo. 5. ed., rev. e ampl. Embrapa, Brasília.

Schaefer-Santos J., Lingnau C. & Galvão, F. (2013). Mapeamento de campos hidromórficos na Serra Catarinense por meio de modelagem hidrológica. *Floresta e Ambiente* 20: 316–32.

Schofield, K.A., Alexander, L.C., Ridley, C.E., Vanderhoof, M.K., Fritz, K.M., Autrey, B.C., ... & Pollard, A.I. (2018). Biota connect aquatic habitats throughout freshwater ecosystem mosaics. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 54(2): 372-399. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12634>

Warmling, M.T. (2013). Diversidade edáfica em áreas de banhados no Planalto Catarinense [dissertação]. Lages: Universidade do Estado de Santa Catarina.

Warmling, M.T., Albuquerque, J.A., de Almeida, J.A., & Warmling, M.I. (2017). Characteristics of soils in highland wetlands as a subsidy to identifying and setting their limits. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 41. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20150407>

Warner, B.G. & Rubec, C.D.A. (1997). *Système de classification des terres humides du Canada*. Waterloo (Ontario): Université de Waterloo/Centre de recherche sur les terres humides.

CAPÍTULO 22

PEQUENAS ÁREAS ÚMIDAS GEOGRAFICAMENTE ISOLADAS DO SETOR DE CUESTA E DEPRESSÃO PERIFÉRICA PAULISTA: INVENTÁRIO, HIDROLOGIA E GOVERNANÇA AMBIENTAL

Lucas Moreira Furlan¹, Deise Aparecida Junqueira¹,
César Augusto Moreira¹ e Vania Rosolen¹

¹ Departamento de Geologia, Universidade Estadual Paulista (Unesp). Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Av. 24A, n. 1515. Bela Vista, Rio Claro (SP). CEP: 13506-900.

RESUMO

Pequenas áreas úmidas isoladas com alagamento temporário ou permanente são amplamente distribuídas nos setores de Cuesta e da Depressão Periférica Paulista, no estado de São Paulo. Estão localizadas em posição de interflúvio e o regime e a dinâmica do alagamento estão associados com a capacidade de armazenamento da água da chuva, da elevação do nível freático e do tipo de conexão superficial com outros corpos hídricos e subsuperficial com o aquífero. Apesar de avanços do conhecimento da hidrologia e biodiversidade, ainda assim são informações pontuais e necessitam de maior abrangência para preencher as lacunas existentes entre a distribuição espacial e os conjuntos existentes de dados físicos e de biodiversidade para reconhecer o status dessas áreas e seu enquadramento em um sistema de classificação. Métodos e técnicas modernas e não invasivas de sensoriamento remoto e geofísica associados com métodos clássicos de estudo da paisagem vêm contribuindo para ampliar o nível de detalhamento dessas áreas. Essas etapas são fundamentais para realizar o inventário e propor medidas adequadas de identificação, monitoramento e conservação das pequenas áreas úmidas geograficamente isoladas (AUGIs).

Palavras-chave: sensoriamento remoto, geofísica, hidrogeomorfologia, paisagem.

ABSTRACT

Small isolated wetlands of the *Cuesta and Depressão Periférica Paulista*: Inventory, hydrology and environmental governance – Small isolated wetlands with temporary or permanent flooding are widely distributed in the *Cuesta and Depressão Periférica Paulista* sectors, in the São Paulo State. They are located in an interfluvial position and the regime and dynamics of flooding are associated with the storage capacity of rainwater, the elevation of the water table, and the type of surface connection with other water bodies and subsurface connection with the aquifer. Despite advances in the knowledge of hydrology and biodiversity, they are still punctual information and need greater coverage to fill in the existing gaps between the spatial distribution and the existing sets of physical and biodiversity data to recognize the status of these areas and their framing in a rating system. Modern and non-invasive methods and techniques of remote sensing and geophysics associated with classic methods of studying the landscape have been contributing to an increase in the level of detail in these areas. These steps are fundamental to carrying out the inventory and proposing adequate measures for the identification, monitoring, and conservation of small geographically isolated wetlands (GIWs).

Keywords: remote sensing, geophysics, hydrogeomorphology, landscape.

INTRODUÇÃO

Estima-se que 20% do território brasileiro seja coberto por áreas úmidas (AUs), das quais, 30% estão localizadas nas terras baixas florestadas da Amazônia, e o restante se prolongando pelo Cerrado, nas partes mais secas do nordeste e sudeste e ao longo da costa Atlântica (Junk *et al.*, 2011). O reconhecimento da existência e da importância desses sistemas em território brasileiro foi o compromisso assumido pelo país como signatário da Convenção de Ramsar em 1991, que impulsionou a realização de inventário e classificação das áreas úmidas (Junk *et al.*, 2014).

O Sistema Brasileiro de Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas e seus Macro-hábitats possibilitou expandir a compreensão das semelhanças e diferenças entre as áreas úmidas e forneceu a base científica para a implantação de políticas de conservação e recuperação (da Cunha *et al.*, 2015). É um sistema hierarquizado, baseado fundamentalmente nos parâmetros hidrológicos e de vegetação como principais atributos das categorias de áreas úmidas. Considerando a grande diversidade paisagística e ecológica das AUs, algumas, em razão do pequeno tamanho, isolamento ou por se situar em ambientes de baixo interesse para a conservação porque foram, há várias décadas, convertidos em paisagens antrópicas, não estão contempladas no sistema de classificação, embora sejam reconhecidas similaridades no documento como as Pequenas Áreas Úmidas Interfluviais do bioma amazônico e as turfeiras do sul do Brasil. Compreendem o tipo Áreas Úmidas Geograficamente Isoladas (AUGIs), caracterizadas como depressões circundadas por elevações topográficas sem conectividade aparente com outros corpos hídricos superficiais na escala local (Tinner, 2003). Várias funcionalidades, como a regularização de cheias e alagamentos, sequestro de carbono, recarga de aquífero e serviços da biodiversidade, são provisionadas por esse tipo de área úmida que, ao mesmo tempo, são extremamente sensíveis aos efeitos das mudanças climáticas e do uso da terra (Clarkson, Ausseil & Gerbeaux, 2013; Langan *et al.*, 2019).

No estado de São Paulo, nos setores da Cuesta e da Depressão Periférica, inúmeras AUGIs resistem no interior de uma paisagem com agricultura intensiva consolidada, mineração e forte expansão urbana. São subvalorizadas pela comunidade local e ignoradas pelas políticas de ordenamento territorial e conservação ambiental. Gestão e conservação das AUGIs com base nos princípios da boa governança são umas das necessidades para o cumprimento dos objetivos da Agenda 2030 recomendados pela Convenção de Ramsar (2005). O presente trabalho apresenta um resumo dos conhecimentos sobre as AUGIs no Setor de Cuesta e Depressão Periférica Paulista mostrando lacunas de conhecimento e propondo ações para fechá-las.

1. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO GEOMORFOLÓGICA

Áreas úmidas geograficamente isoladas (AUGIs) são caracterizadas como depressões circundadas por relevos topograficamente mais elevados sem conectividade aparente com outros corpos hídricos (por exemplo, com rios, lagoas ou outras áreas úmidas) na escala local (Tinner, 2003). A ausência de conexão é aparente, uma vez que, nas perspectivas hidrológica, biogeoquímica e biológica, os movimentos são produzidos em menores frequências, magnitudes e durações, mas integradas no *continuum* da paisagem (Mushet *et al.*, 2015). Globalmente, esse tipo de AU é encontrada em diferentes condições climáticas e de paisagem, no interior ou regiões costeiras dos continentes. Geralmente encontram-se degradadas pela agricultura intensiva e pastagem que ocupam os setores da encosta com topografia mais elevada (Guo *et al.*, 2023).

São áreas frequentemente drenadas para expansão dos cultivos, devido à sua propriedade hidrogeomorfológica, recebem grande aporte de nutrientes e pesticidas usados na agricultura, aumento da sedimentação proveniente da erosão das encostas, diminuição do volume e nível da água comprometendo a fauna e flora endêmica (Mitsch & Gosselink, 2007; Acreman & McCartney, 2009). No Brasil, as áreas periódicas ou permanentemente inundadas que não estão diretamente ligadas com outros corpos hídricos formam ambientes de brejos e turfosos associados a pulsos de inundação anual que oscilam com as fases de precipitação intensa e de seca (Wittmann *et al.*, 2015). Todas as categorias de áreas úmidas fornecem inúmeros serviços ecossistêmicos, sociais, econômicos e hídricos (Clarkson, Ausseil & Gerbeaux, 2013). Em particular, as AUGIs se destacam pelo seu papel de formar redes hidrológicas e bióticas que impulsionam a dispersão de plantas e animais, constituindo ambientes de complexa biodiversidade e que integram os sistemas hídricos superficiais e subsuperficiais (Leibowitz, 2003).

Nos setores de Cuesta e Depressão Periférica Paulista, na região centro-oriental do estado de São Paulo (Almeida, 1964), as pequenas áreas úmidas são encontradas nas posições de interflúvio das bacias hidrográficas e não apresentam conexão superficial visível com outros corpos hídricos, podendo ser classificadas como AUGIs (Figura 1). Destacam-se na paisagem fortemente antropizada pela forma circular ou oval, com área na escala de aproximadamente 2 a 3 ha, compondo depressões topográficas temporárias ou permanentemente alagadas circundadas por topografia mais elevada.

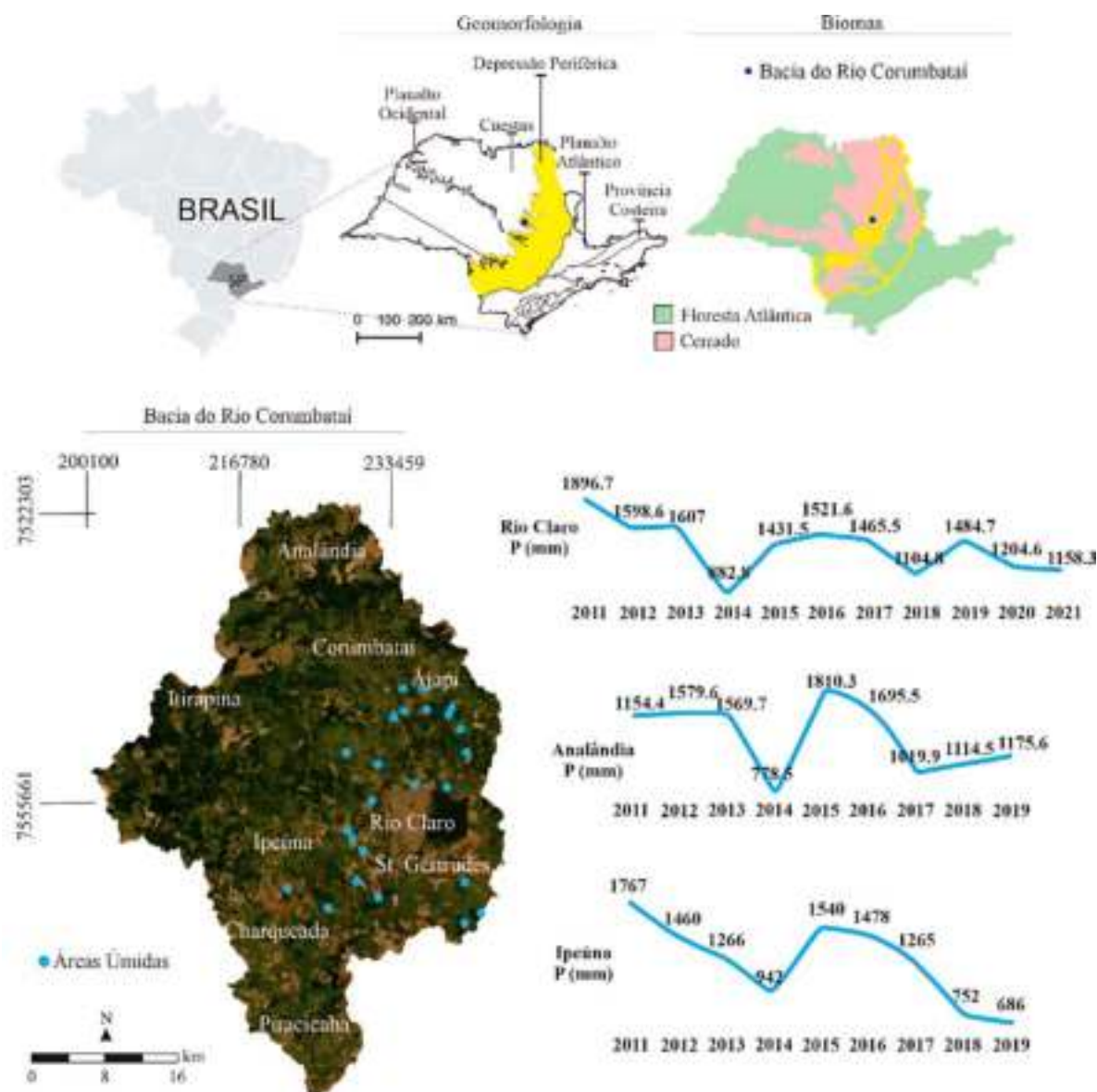


Figura 1. Localização das AUGs na Depressão Periférica Paulista e precipitação média anual no período de 2011 a 2021 nos municípios de Ipeúna, Analândia e Rio Claro.

Regionalmente, a inclusão na categoria pequenas áreas úmidas isoladas está muito mais relacionada às características hidrogeomorfológicas do que genéticas e de biodiversidade, pois existe uma grande lacuna de conhecimento sobre essas áreas. Os atributos geomorfológicos e hídricos são critérios não genéticos, mas que realçam as características comuns inerentes às áreas úmidas localizadas em diferentes cenários fisiográficos e climáticos (Semeniuk & Semeniuk, 1995).

Por meio de reconhecimento de campo e de observações em imagens de satélite, podemos observar que as AUGs estão presentes em compartimentos geológicos representados por diferentes litologias sedimentares (Paleozóico-Mesozóico) compostas por fácies mais arenosas, como das Formações Piramboia, Rio Claro e Botucatu, ou argilas,

siltosas e carbonáticas, como da Formação Tatuí, Corumbataí e Irati. Também há ocorrências sobre rochas intrusivas básicas, como nos diabásios da Formação Serra Geral. Embora a ocorrência tenha sido mencionada em estudos técnicos e científicos, a localização exata e o mapeamento inexistem.

O relevo é formado por colinas com topos aplainados e encostas convexas, largas a médias ou alongadas, entre altitudes médias de aproximadamente 550 e 700 metros, separadas da planície de inundação recente pelos altos e baixos terraços (Penteado, 1968; IPT, 1981). O reverso da escarpa de Cuesta corresponde a uma superfície aplainada e pouco dissecada, elevada entre aproximadamente 900 e 960 metros de altitude. Nas posições bem drenadas da paisagem dominam solos fortemente intemperizados, compostos por argila de baixa atividade e enriquecidos com óxidos de ferro pertencentes às classes dos latossolos e argissolos, nas AUGIs e nas planícies de inundação há predominância de solos hidromórficos (gleissolos e plintossolos).

A bacia hidrográfica mais representativa e onde se concentram as pequenas áreas úmidas isoladas é a Bacia do Rio Corumbataí, que drena uma área de aproximadamente 1700 km² (Koffler, 1994) e está inserida no Consórcio de Bacias Hidrográficas Piracicaba, Capivari e Jundiaí (Agência das Bacias PCJ). O entalhamento do Rio Corumbataí e seus afluentes ocorreu a partir do Mioceno e está associado com os movimentos tectônicos de baixa intensidade causados pela reativação do embasamento (Björnberg & Landim, 1966). A região é estratégica do ponto de vista hidrogeológico, tanto em extensão quanto em volume de água armazenada. Dominam os sistemas aquíferos Guarani e Tubarão e, entre esses dois, o Aquífero Passa Dois (nas Formações Irati e Corumbataí) (Santarosa *et al.*, 2021) e o aquífero não confinado Rio Claro (com uma espessura média de 30 metros), associado com a Formação Rio Claro (DAEE-IPT-CPRM, 2005). Uma vez que as áreas úmidas estão associadas com a presença de solos hidromórficos, com nível freático elevado alimentado pela acumulação de água da chuva, elas têm o potencial de contribuir com a hidrologia da bacia hidrográfica e atuar diretamente como zonas especiais para a recarga do aquífero, reduzindo a vulnerabilidade hídrica que é elevada na região (em 2020 a vazão era de 951,57 m³/hab/ano) (PCJ, 2021) - abaixo do recomendado pela ONU, apontando riscos para a segurança hídrica) e mantendo a sustentabilidade ambiental, social e econômica. Os múltiplos usos e a degradação da disponibilidade e qualidade dos recursos ambientais intensificam os conflitos na região entre usos rural, industrial e urbano. Regionalmente, a precipitação média anual é de 1366 mm, com os maiores volumes concentrados nos meses de verão (de novembro a março), que contrastam com os meses secos no inverno (de abril a outubro), e temperatura média anual de 21,6 °C (Cepagri, 2020).

2. HIDROLOGIA

As AUGIs apresentam regime hidrológico que oscila de acordo com o regime de precipitação. Como resultado do regime de chuvas, a frequência e extensão do alagamento e o volume de água armazenado nas depressões topográficas variam ao longo do ano.

Em geral, as pequenas AUGIs com alagamento permanente apresentam nível de água acima da superfície do solo durante todo o ano e a área submetida ao alagamento expande no período chuvoso e contrai no período de estiagem. São formados ambientes com acumulação de matéria orgânica na superfície do solo mineral desferruginizado produzidos pela longa permanência da hidromorfia (Gleissolo). A permanência da água na depressão topográfica está diretamente relacionada com a litologia, especificamente pela presença de camadas silto-argilosas que induzem a baixa transmissividade da água para o aquífero, com potencial de grande armazenamento de água superficial (Furlan *et al.*, 2021). As AUGIs alagadas sazonalmente, por sua vez, apresentam nível da água abaixo da superfície do solo nos meses de estiagem, caracterizando um padrão recorrente ao longo dos anos. A água meteórica armazenada durante o período de chuva é rapidamente integrada ao ciclo hidrológico tanto por evapotranspiração quanto por infiltração. Os fluxos verticais são controlados tanto por fraturas e descontinuidades da rocha quanto por zonas com elevado grau de intemperismo. O controle geológico-estrutural (fraturas) e pedológico (dissolução de crosta ferruginosa) são fatores que intensificam o fluxo vertical preferencial da água para o aquífero (Casagrande *et al.*, 2021; Moreira *et al.*, 2021). Nesses ambientes, dominam os solos minerais, com menor acumulação de matéria orgânica (Plintossolos).

3. COBERTURA VEGETAL

O levantamento florístico detalhado feito em um extenso campo úmido (56 ha) localizado na Estação Ecológica de Itirapina (Tannus, 2007) destacou o predomínio de gramíneas cespitosas de até um metro de altura e, localmente, presença de plantas arbustivas muito pouco conspícuas. Foram levantadas 167 espécies de plantas vasculares representantes de 39 famílias de angiospermas e 6 famílias de pteridófitas (*sensu lato*). As famílias mais ricas foram Poaceae (31 espécies), Cyperaceae (23), Asteraceae (16), Melastomataceae (14), Eriocaulaceae (12), Xyridaceae (7) e Gentianaceae (5). Em um campo úmido do Cerrado no município de Analândia, Sousa (2014) destacou a cobertura herbácea densa onde 43% da riqueza florística registrada era composta pelas famílias como Asteraceae (19 espécies), Cyperaceae (15), Poaceae (14), Melastomataceae (13), Xyridaceae e Eriocaulaceae (8) e 53% das famílias compiladas na área mostraram-se com uma única espécie. Os gêneros mais diversos foram representados por *Xyris* (8 espécies), *Rhynchospora* (7), *Utricularia* (6) e *Ocotea* (4), embora 78,6% dos gêneros tenham sido representados por apenas uma espécie.

Leite (2021) estabeleceu a relação estreita entre a flora e o solo dos campos úmidos temporários também na Estação Ecológica de Itirapina, destacando a ausência de plantas do estrato lenhoso com dificuldade de se estabelecer em solos com nível freático elevado e a dominância da espécie tolerante à hidromorfia *Andropogon bicornis*. Nesse ambiente, Tannus *et al.* (2006) indicaram que a fenologia reprodutiva (floração e frutificação) das espécies dos campos úmidos composta por 115 espécies de herbáceas e sub-herbáceas, a floração e frutificação atingem um pico em fevereiro com forte correlação com a precipitação, temperatura e duração do dia. A reprodução das espécies ocorre exclusivamente na estação das chuvas, mostrando a dependência da biodiversidade com a sazonalidade e a dinâmica da água (Figura 2).



Figura 2. AUGI localizada na Estação Ecológica de Itirapina durante o alagamento e com espécies dominantes de gramínea (Conciani, 2019).

4. BIODIVERSIDADE ANIMAL

Na Estação Ecológica de Itirapina, Motta-Junior *et al.* (2008) registraram 231 espécies de aves distribuídas em 21 ordens e 55 famílias, 22 das quais incluídas na Ordem Passeriformes, e ao menos 40 espécies com movimentos migratórios que usam a área para reprodução. Nas AUs foram encontrados João-podre (*Serpophaga nigricans*), Tesoura-do-brejo (*Gubernetes yetapa*), Freirinha (*Arundinicola leucocephala*), Japacanim (*Donacobius atricapilla*), Caboclinho-de-papo-branco (*Sporophila palustris*), Encontro (*Icterus cayanensis*), Chopim-do-brejo (*Pseudoleistes guirahuro*), Polícia-inglesa-do-sul (*Sturnella* (= *Leistes*) *superciliaris*) e espécies ameaçadas de extinção, como a anhuma (*Anhima cornuta*), tuiuiú (*Jabiru mycteria*), sanã-ocelada (*Micropygia schomburgkii*), mocho-dos-banhados (*Asio*

flammeus), canário-do-brejo (*Emberizoides ypiranganus*), caboclinho-de-papo-branco (*Sporophila palustris*) (Motta-Junior *et al.*, 2008). Mamíferos de médio e grande porte também foram encontrados preferencialmente nos campos limpos que podem ser atraídos pela existência dos campos úmidos alagados sazonalmente (Hülle, 2006).

Na Gleba Cerrado Pé-de-Gigante (Santa Rita do Passa Quatro, SP), nos campos alagados foram registradas as espécies associadas a ambientes aquáticos, como a saracura (*Aramides cajanea*), a galinha d'água (*Gallinula chloropus*) e a sanã-carijó (*Porzana albicollis*) (Develey *et al.*, 2005).

Os poucos estudos já realizados nos permitem dimensionar a grande biodiversidade presente nas AUGIs da Depressão Periférica Paulista, entretanto são insuficientes quando levamos em consideração o grande número de AUGIs que ainda não foram localizadas e estudadas, e o desconhecimento sobre as interações ecológicas entre habitat e organismos. Enquanto temos uma quantidade relevante de trabalhos realizados nas áreas úmidas da Estação Ecológica de Itirapina, que é uma Unidade de Conservação (UC) e recebe um manejo baseado em documento formal que prevê a proteção de toda a área inserida na UC, não temos trabalhos relacionados à biodiversidade, integridade e qualidade ambiental, ou mesmo mapeamento das demais AUGIs que estão inseridas em matrizes agrícolas ou urbanas, por exemplo.

5. MAIORES AMEAÇAS À INTEGRIDADE E AS POLÍTICAS DE CONSERVAÇÃO E GOVERNANÇA

A cobertura vegetal original era representada pelo *Cerrado aberto* que cobria a grande extensão de solos arenosos com baixa fertilidade e a *Floresta estacional* nas manchas com solos mais úmidos, argilosos e com maior fertilidade natural (Radambrasil, 1983). Atualmente, a paisagem compreende um mosaico contendo extensas áreas de cultivo de cana-de-açúcar, pastagens, áreas urbanas densamente povoadas, áreas com mineração de argila e areia, e pequenos fragmentos de vegetação nativa secundária. As pequenas áreas úmidas estão confinadas nesses ambientes de uso intensivo da terra, envolvidas por uma matriz antropizada e fragmentada.

Os estudos já realizados indicam um cenário de forte degradação das pequenas AUGIs, o que poderia ser minimizado a partir de ações efetivas de governança que pudessem destinar a esses ambientes certo nível de proteção. No entanto, a governança das áreas úmidas da região de estudo não é eficiente, porque ainda não foram definidas suas categorias e sua hidrologia e funcionalidade na bacia hidrográfica não são reconhecidas, o que cria entraves jurídico-administrativos. Em relação aos instrumentos de gestão que atuam no ordenamento territorial da área de estudo, seja ele municipal ou regional, como Plano Diretor, Lei Orgânica ou Plano de Bacia Hidrográfica, não há menção a respeito das AUGIs, portanto são inexistentes propostas de proteção e recuperação

ambiental, da mesma forma não são discutidas formas de desenvolvimento sustentável que possam poupar os ambientes úmidos isolados da forte pressão atrópica que o dinamismo socioeconômico da região promove. Ao mesmo tempo, a ausência de inventário e classificação limita a capacidade de avaliar o real estado de conservação das AUGIs, dimensionar as perdas em área e reconhecer seu papel na hidrologia e biodiversidade da paisagem (Junqueira, 2021).

Estabelecer mecanismos de governança para essa categoria de área úmida é fundamental, pois trata-se de um conceito-chave para a conservação desses ambientes e a construção da governança deve contar com o envolvimento das partes interessadas em níveis local, regional e nacional (Ramsar Convention on Wetlands, 2018), por tratar-se de ecossistemas que garantem segurança ambiental e social através da provisão de serviços ambientais, principalmente aqueles relacionados à disponibilidade hídrica. Por serem pequenas, isoladas e por não terem sido inventariadas e classificadas, as AUs do Setor de Cuesta e Depressão Periférica Paulista estão desprotegidas e não estão incluídas nos planos de gestão territorial e dos recursos hídricos, apesar de serem ambientes vulneráveis à degradação em razão do uso intensivo da terra. A Convenção sobre Áreas Úmidas prevê a conservação de todas as áreas úmidas através de ações locais, regionais e nacionais e de cooperação internacional (Ramsar Convention, 2002), entretanto no estado de São Paulo apenas a Área de Proteção Ambiental (APA) Cananeia - Iguape – Peruíbe, localizada no bioma Atlântico, é considerada sítio Ramsar (Sítios Ramsar, MMA).

Na esfera municipal, o governo local tem o poder de regular o uso da terra e uma abordagem participativa nos processos de tomada de decisão e na construção da governança no território é fundamental, mas, avaliando a paisagem de áreas úmidas, fica claro o domínio dos setores privados que impulsionam a governança por meio da mercantilização histórica do solo e da água sem mitigação compensatória, gerando um cenário de conflito entre atividades econômicas e expansão urbana e preservação ambiental.

6. METODOLOGIAS DE IDENTIFICAÇÃO, CLASSIFICAÇÃO E MONITORAMENTO

Dois grandes desafios se impõem ao trabalho de inventariar e classificar as AUGIs: (1) o pequeno tamanho que ultrapassa o mínimo necessário da resolução espacial das imagens orbitais e o regime intermitente limitam o alcance do mapeamento na escala regional; e (2) inserção em paisagens antropizadas que alteram suas formas, regime hidrológico e descaracterizam a flora e a fauna. A distribuição das AUGIs na paisagem, suas formas, tamanhos e os padrões de alagamentos são informações extremamente valiosas em um contexto de constantes modificações no uso e ocupação do solo e de mudanças climáticas cada vez mais evidentes. A importância ecossistêmica superficial das AUGIs apresenta reconhecimento pautado em métodos diferentes em relação às interações ecossistêmicas em nível de solo e subsuperfície.

A identificação das AUGIs na paisagem é realizada a partir de métodos de sensoria-mento remoto orbital e suborbital. Devido ao tamanho diminuto (~1-10 hectares) e por causa do nível hídrico rapidamente influenciado pela sazonalidade climática, são neces-sários dados de alta resolução espaço-temporal, a fim de identificar com precisão esse ecossistema e classificá-lo na categoria correta. Veículos aéreos não tripulados (VANTS ou drones, Chabot *et al.*, 2022) vêm sendo aplicados com muito sucesso nas AUGIs da Bacia do Rio Corumbataí, pois dados de drone proporcionam altíssimas resoluções espaciais, o que possibilita monitoramento em nível centimétrico de alterações nas feições pedo-lógicas, geomorfológicas, hidrológicas, florísticas, entre outras. Os dados de alta resolu-ção planialtimétrica são utilizados para diversos pós-processamentos, entre os quais se destacam: simulações de alagamento ao longo de um determinado período, permitindo entender como o alagamento vai se comportar (Furlan *et al.*, 2021); análise da geomor-fologia local, o que possibilita definir paleolimites e limites atuais de umidade do solo e alagamento superficial, bem como definir as interações da AUGI com os serviços ecossis-têmicos prestados (Casagrande *et al.*, 2021); e identificação dos limites de uma AUGI e dos seus compartimentos morfológicos (Moreira *et al.*, 2021).

Dados de alta resolução espacial permitem programar estudos de detalhamento super-ficial com maior precisão e direcionamento (como exemplo, trincheiras de solo, granulo-métricos, condutividade hidráulica de superfície, instalações de poços de monitoramento hídrico, análise da composição e estrutura florística). Apesar dos avanços tecnológicos, atividades de campo envolvendo métodos clássicos de taxonomia vegetal e da fauna, qualidade da água e abordagens qualitativas e sociológicas são fundamentais e exigem equipe multidisciplinar, demandam estrutura e recursos para a pesquisa e longo tempo de execução.

CONCLUSÃO

As pequenas AUGIs do Setor de Cuesta e Depressão Periférica Paulista são ainda pou-co estudadas em relação à hidrologia e biodiversidade, bem como são desconhecidos os impactos negativos acumulados por estarem inseridas em uma matriz com agricultura intensiva, pastagem, mineração e urbanização. Sua interação com a hidrologia local e os benefícios ecossistêmicos associados são relativamente conhecidos. Mesmo não estando disponível informação sobre os vários parâmetros que definem uma AU, estudos de caso baseados em critérios hidrogeomorfológicos permitem enquadrá-las na categoria de Áreas Úmidas Interiores (Sistema 2), Áreas Úmidas Interiores sujeitas a níveis de águas flutuan-tes (Subsistema 2.2) e padrão de inundação relacionado ao pulso monomodal previsível (ordem 2.2.1) de acordo com o Sistema proposto por Cunha *et al.* (2015).

Apesar da importância hidrológica de recarregar aquífero e agregar uma biodiversidade complexa, essas áreas estão fortemente degradadas pelo uso da terra. Em relação à con-

servação, embora as estruturas político-jurídicas tenham sido modernizadas promovendo a participação efetiva entre as partes interessadas, interesses divergentes e conflitantes não são resolvidos e a tomada de decisões está inclinada na direção de grupos que têm acesso privilegiado e forte influência sobre instituições políticas, econômicas e sociais que controlam as decisões e ações sobre os recursos naturais.

REFERÊNCIAS

- Acreman, M.C. & McCartney, M.P. Hydrological Impacts in and around wetlands. In: Maltby, E; Barker, T. (2009). The wetlands handbook. First edition. Chichester: Wiley-Blackwell, 643–666.
- Almeida, F.F.M. (1964). Fundamentos geológicos do relevo paulista. São Paulo: Instituto Geo-gráfico e Geológico, Geologia do Estado de São Paulo, p. 167-263 (Boletim, 41).
- Bjornberg, A.J.S. & Landim, P.M.B. (1966) Contribuição ao estudo da Formação Rio Claro (Neo-Cenozóico), Boletim Sociedade Brasileira Geologia, São Paulo, v. 15, nº 4, p. 43-68, 1966.
- Burrow, A. K. & Lance, S. (2022). Restoration of Geographically Isolated Wetlands: An Amphibian-Centric Review of Methods and Effectiveness. *Diversity*, v. 14, n. 10, p. 879.
- Casagrande, M. F. S., Furlan, L. M., Moreira, C. A., Rosa, F. T. G., & Rosolen, V. (2021). Non-invasive methods in the identification of hydrological ecosystem services of a tropical isolated wetland (Brazilian study case). *Environmental Challenges*, 5, 100233.
- CEPAGRI. <https://www.cpa.unicamp.br/>. Acesso em: Janeiro 2020.
- Chabot, D., Hodgson, A. J., Hodgson, J. C., & Anderson, K. (2022). ‘Drone’: technically correct, popularly accepted, socially acceptable: Different fields use different terms, but by changing its title, this journal is advocating for the discontinuation of ‘unmanned’ and recognition of ‘drone’ as an umbrella term for all robotic vehicles. *Drone Systems and Applications*, 10(1), 399-405.
- Clarkson, B. R., Ausseil, A. G. E., & Gerbeaux, P. (2013). Wetland ecosystem services. *Ecosystem services in New Zealand: conditions and trends*. Manaaki Whenua Press, Lincoln, 1, 192-202.
- Conciani, D. (2019). AUGI Estação Ecológica de Itirapina. 8,02cm x 9,5cm. Arquivo pessoal.
- Comer, P., K. Goodin, A. Tomaino, G. Hammerson, G. Kittel, S. Menard, C. Nordman, M. Pyne, M. Reid, L. Sneddon, & K. Snow. (2005). Biodiversity values of geographically isolated wetlands in the United States. *NatureServe*, Arlington, VA, USA.
- Da Cunha, C.N.; Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (Ed.). (2015). Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macro-habitats. EdUFMT.
- DAEE, IPT, CPRM. (2005). Mapa de águas subterrâneas do Estado de São Paulo escala 1:1.000.000: nota explicativa. São Paulo.
- Deane, D. C., Fordham, D. A., He, F., & Bradshaw, C. J. (2017). Future extinction risk of wetland plants is higher from individual patch loss than total area reduction. *Biological Conservation*, 209, 27-33.
- Develey, P.F.; Cavana, D.D. & Pivello, V.R. (2005). Caracterização de grupos biológicos do Cerrado Pé-de-Gigante. Cap. 09 Aves. In: O Cerrado Pé-de-Gigante. Parque Estadual de Vassununga: Ecologia e Conservação. Vânia Regina Pivello; Elenice Mouro Varanda Org.). São Paulo: SMA, pp. 65-78.
- Frohn, R. C., Reif, M., Lane, C., & Autrey, B. (2009). Satellite remote sensing of isolated wetlands using object-oriented classification of Landsat-7 data. *Wetlands*, 29(3), 931-941.
- Furlan, L. M., Moreira, C. A., de Alencar, P. G., & Rosolen, V. (2021). Environmental monitoring and hydrological simulations of a natural wetland based on high-resolution unmanned aerial vehicle data (Paulista Peripheral Depression, Brazil). *Environmental Challenges*, 4, 100146.

Gomez, C.; Hayakawa, Y. & Obanawa, H. (2015). A study of Japanese landscapes using structure from motion derived DSMs and DEMs based on historical aerial photographs: New opportunities for vegetation monitoring and diachronic geomorphology. *Geomorphology*, v. 242, p. 11-20.

Hülle, B.L. (2006). Mamíferos de médio e grande porte num remanescente de Cerrado no sudeste do Brasil (Itirapina, SP). Dissertação: Instituto de Biociências-Universidade de São Paulo.

IA - Instituto Agrônomo. Climatological data from 1961-1990; 2018-2020. Compilado in 2021.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (IPT). (1981). Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo.

Junqueira, D.A. (2021). Princípios da governança ambiental na gestão de recursos hídricos com foco em áreas úmidas (AU's) na Depressão Periférica Paulista.

Junk, W.J. *et al.* (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, v. 24, n. 1, p. 5-22.

Köppen, W. & Geiger, R. (1928). *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cmx200cm, p. 91-102.

Langan, C., Farmer, J., Rivington, M., Novo, P. & Smith, J.U. (2019). A wetland ecosystem service assessment tool; Development and application in a tropical peatland in Uganda. *Ecol. Ind.*, v. 103, p. 434-445.

Leibowitz, S. G. (2003). Isolated wetlands and their functions: an ecological perspective. *Wetlands*, v. 23, n. 3, p. 517-531.

Lobato-De Magalhães, T. & Martínez, M. (2018). Temporary freshwater wetlands floristics in central Mexico highlands. *Botanical Sciences*, v. 96, n. 1, p. 138-156.

Lobato-De Magalhaes, T. *et al.* (2020).. Plant functional connectivity of *Nymphoides fallax* in geographically isolated temporary wetlands in Mexican highlands. *Aquatic Botany*, v. 164, p. 103215.

Lucas, Y., & Chauvel, A. (1992). Soil formation in tropically weathered terrains. Regolith exploration geochemistry in tropical and subtropical terrains., 57-77.

Machmer, M.; Carver, M. & Mckenzie, E. (2004). Small wetland literature review and mapping. Prepared for CBFWCP.

Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (2007). *Wetlands*. Fourth Edition. Chichester: Wiley & Sons.

Mitsch, W. J., Nahlik, A., Wolski, P., Bernal, B., Zhang, L., & Ramberg, L. (2010). Tropical wetlands: seasonal hydrologic pulsing, carbon sequestration, and methane emissions. *Wetlands ecology and management*, 18, 573-586.

Moreira, C. A., Rosolen, V., Furlan, L. M., Bovi, R. C., & Masquelin, H. (2021). Hydraulic conductivity and geophysics (ERT) to assess the aquifer recharge capacity of an inland wetland in the Brazilian Savanna. *Environmental Challenges*, 5, 100274.

Motta-Junior, J. C., Granzinoli, M. A. M., & Devey, P. F. (2008). Aves da estação ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 8, 207-227.

PCJ, 2020. Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. Es- tudo do Uso dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí. Relatório Final. Fundação Agência das Bacias PCJ, Piracicaba.

RELATÓRIO DE SITUAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS 2021 (ANO BASE 2020) Disponível em: <<chromeextension://efaidnbmninnibpcjpcglclefindmkaj/https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-PCJ/21391/relatorio-de-situacao-dos-recursos-hidricos-nas-bacias-pcj-2021-ano-base-2020.pdf>> Acesso em: 02/12/2022.

Penteado, M. M. (1968). Implicações tectônicas na gênese das cuestas da bacia de Rio Claro. *Notícia Geomorfológica*, 8(15), 19-41.

RADAMBRASIL, Projeto. Folhas SF. 23/24 Rio de Janeiro/Vitória: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. 1983.

RAMSAR CONVENTION. 2005. Resolution IX.1 Annex A: A Conceptual Framework for the Wise Use of Wetlands and the Maintenance of Their Ecological Character. In 9th Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Wetlands. Available in: <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/res/key_res_ix_01_annexa_e.pdf>. Acesso: Janeiro, 2022.

RAMSAR, 2016. An Introduction to the Ramsar Convention on Wetlands, 5th ed. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

Santarosa, L. V., Gastmans, D., Sánchez-Murillo, R., Santos, V. D., Batista, L. V., & Betancur, S. B. (2021). Stable isotopes reveal groundwater to river connectivity in a mesoscale subtropical watershed. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 57(3), 236-253.

Semlitsch, R. D., & Bodie, J. R. (1998). Are small, isolated wetlands expendable?. *Conservation biology*, 12(5), 1129-1133.

Semeniuk, C. A., & Semeniuk, V. (1995). A geomorphic approach to global classification for inland wetlands. *Classification and Inventory of the World's Wetlands*, 103-124.

Semeniuk, C. A., & Semeniuk, V. (2011). A comprehensive classification of inland wetlands of Western Australia using the geomorphic-hydrologic approach. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 94(3), 449.

SÍTIOS RAMSAR, Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/processo-eletronico/item/8564.html>> Acesso em: Janeiro 2022.

Smith, R. D., Ammann, A., Bartoldus, C., & Brinson, M. M. (1995). An approach for assessing wetland functions using hydrogeomorphic classification, reference wetlands, and functional indices. ARMY ENGINEER WATERWAYS EXPERIMENT STATION VICKSBURG MS.

Sousa, N. L. D. (2014). Composição florística de uma área de campo úmido no município de Analândia, São Paulo.

Tiner, R. W. (2003). Geographically isolated wetlands of the United States. *Wetlands*, 23(3), 494-516.

Tannus, J. L., Assis, M. A., & Morellato, L. P. C. (2007). Fenologia reprodutiva em campo sujo e campo úmido numa área de cerrado no sudeste do Brasil, Itirapina-SP. *biota neotropica*, 6.

Tannus, J. L. S. (2007). Estudo da vegetação dos campos úmidos de Cerrado: Aspectos florísticos e ecológicos.

Twyford, V., Waters, S., Hardy, M., & Dengate, J. (2006). Beyond public meetings: Connecting community engagement with decision-making. Viven Twyford: Wollongo, Australia.

CAPÍTULO 23

ÁREAS ÚMIDAS NO TERRITÓRIO DO ESTADO DE SÃO PAULO

Márcio Rossi¹, Natália Macedo Ivanauskas², Marina Mitsue Kanashiro³,
Alexsander Zamorano Antunes⁴, Maria Teresa Zugliani Toniato⁵ e Marco Aurélio Nalon⁶

¹ Departamento de Tecnologia e Inovação (DTI), Instituto de Pesquisas Ambientais (IPA), Unidade/Horto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, Brasil; marciorossi@sp.gov.br

² Departamento Técnico-Científico (DTI), Instituto de Pesquisas Ambientais (IPA), Unidade/Horto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, Brasil; nivanaus@yahoo.com.br

³ Departamento Técnico-Científico (DTI), Instituto de Pesquisas Ambientais (IPA), Unidade/Horto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, Brasil; marina@sp.gov.br

⁴ Departamento Técnico-Científico (DTI), Instituto de Pesquisas Ambientais (IPA), Unidade/Horto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, Brasil; alexza@sp.gov.br

⁵ Departamento Técnico-Científico (DTI), Instituto de Pesquisas Ambientais (IPA), Unidade/Horto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, Brasil; mariaateresa@sp.gov.br

⁶ Departamento Técnico-Científico (DTI), Instituto de Pesquisas Ambientais (IPA), Unidade/Horto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, Brasil; marconalon@sp.gov.br

RESUMO

Áreas Úmidas (AUs) são ecossistemas que ocorrem na interface entre ambientes terrestres e aquáticos. O conhecimento desses ambientes propicia o embasamento de políticas públicas para a gestão do território, sua proteção e desenvolvimento sustentável. Vários serviços que beneficiam a sociedade decorrem do conhecimento e da preservação dessas áreas, como a manutenção da biodiversidade; estoque de água para consumo; recarga, purificação e distribuição de água; redução de enchentes; controle de erosão; estoque de carbono; fornecimento de matérias-primas e recreação, entre outros, enfatizando, assim, também a importância econômica desses ecossistemas. Utilizando mapeamentos prévios dos tipos de solos e de fisionomias vegetais naturais presentes no estado de São Paulo, recortamos as áreas naturais sujeitas à influência hídrica no território. Como resultado, obtivemos 1.125.753 ha de áreas úmidas naturais, excluindo-se os espelhos d'água como represas, rios e lagos. Partimos do Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras para a elaboração de uma chave hierárquica de áreas úmidas em escala estadual, cujas unidades caracterizamos e mapeamos conforme a informação disponível, por vezes prejudicada pelo grau de alteração decorrente de atividades humanas. Como resultado, as áreas úmidas paulistas estão distribuídas em 22 macro-hábitats, organizados em 14 unidades de mapeamento e oito macrorregiões, brevemente descritas quanto à distribuição no território paulista e aos aspectos gerais do meio físico (solos), biótico (fauna, vegetação) e desafios para sua conservação e manejo (presença de espécies em risco de extinção, ocorrência de espécies invasoras, impactos antrópicos e outras pressões). O presente estudo contribui para aprimorar o reconhecimento das áreas úmidas paulistas nas dimensões geográfica e ecológica; orientar pesquisas nas diversas linhas de conhecimento que envolvem o tema; e auxiliar o planejamento territorial e as políticas ambientais, de modo a preservar esses relevantes ecossistemas no estado de São Paulo.

Palavras-chave: áreas alagáveis, mapeamento, solos, vegetação, fauna.

ABSTRACT

Wetlands of the Sao Paulo State – Wetlands (UAs) are ecosystems that occur at the interface between terrestrial and aquatic environments. Knowledge of these environments provides the basis for public policies for territorial management, protection, and sustainable development. Several services that benefit society result from the knowledge and preservation of these areas, such as maintaining biodiversity; stock of water for consumption; water recharge, purification, and distribution; flood reduction; erosion control; carbon stock; supply of raw materials and recreation, among others, thus also emphasizing the economic importance of these ecosystems. Using previous mappings of soil types and natural plant physiognomies in the State of São Paulo, we selected the natural areas subject to water influence in the territory. As a result, we obtained 1,125,753 ha of natural wetlands, excluding water bodies such as dams, rivers, and lakes. We started with the Brazilian Wetlands Classification System to create a hierarchical key of wetlands on a state scale, whose units we characterized and mapped according to the available information, sometimes hampered by the degree of alteration resulting from human activities. As a result, São Paulo wetlands are distributed across 22 macro-habitats, organized into 14 mapping units and eight macroregions, briefly described in terms of distribution in the São Paulo territory and the general aspects of the physical (soils), biotic (fauna, vegetation) environment and challenges for their conservation and management (presence of species at risk of extinction, the occurrence of invasive species, anthropogenic impacts, and other pressures). The present study contributes to improving the recognition of São Paulo wetlands in the geographic and ecological dimensions; guides research in the various lines of knowledge that involve the topic; and assists with territorial planning and environmental policies, to preserve these relevant ecosystems in the State of São Paulo.

Keywords: Floodplains, mapping, soils, vegetation, fauna.

INTRODUÇÃO

Áreas Úmidas (AUs) são ecossistemas que ocorrem na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanente ou periodicamente inundados, ou com solos encharcados (Junk *et al.*, 2015). As águas podem ser doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptados à sua dinâmica hídrica. As AUs fornecem serviços ambientais relevantes, como a diminuição dos picos de enchentes e secas, abastecimento de água para riachos de cabeceira e águas subterrâneas por infiltração.

O mapeamento de áreas úmidas exige informações detalhadas sobre condições ambientais e biológicas disponíveis. Cowardin *et al.* (1979) consideram a presença de superfície de água, vegetação adaptada a condições encharcadas e solos com condições de hidromorfismo como condições para reconhecer áreas úmidas. Junk *et al.* (2022) apontam a necessidade de mapear a drenagem de baixa ordem fluvial e as áreas úmidas que a acompanham, porém a variação dos mapeamentos de drenagem e as escalas utilizadas dificultam a identificação das áreas úmidas.

Moro (2010), em revisão bibliográfica sobre ambientes ripários dos Campos Gerais do Paraná, aponta a relação entre os solos e as formações vegetais e reconhece dois ambientes sob a Floresta Ombrófila Mista Aluvial: “moderadamente a muito mal

drenados, recobertos por estepes hidrófilas ou por formações pioneiras de influência fluvial, onde se observam Organossolos Háplicos, Gleissolos Melânicos ou Neossolos Flúvicos; e os melhor drenados, providos de cobertura florestal higrófila, com ocorrência de Neossolos Litólicos ou Regolíticos e Cambissolos Háplicos”. Aponta, ainda, a ocorrência de Argissolos Vermelho-Amarelos e Latossolos Vermelhos e Brunos, em bordas de florestas mesófilas.

Para o mapeamento das áreas úmidas na Argentina, Kandus *et al.* (2008) analisaram e reclassificaram cartas de solos (classes taxonômicas), incluindo áreas alagáveis, de inundação e com deficiência de drenagem, além dos corpos d’água (lagos, lagoas, esteiros e salinas).

Este estudo apresenta a extensão e distribuição das grandes áreas úmidas naturais do estado de São Paulo e de seus principais habitats, a fim de embasar políticas públicas que visem à sua gestão, proteção e manutenção. Considerando a forte associação entre algumas classes de solos e tipos vegetacionais, mapeamos as áreas úmidas a partir das cartas de solos e do mapeamento de fitofisionomias disponíveis para o território paulista.

1. PROCEDIMENTOS

Baseados no método de mapeamento proposto por Kandus *et al.* (2008), realizamos a delimitação preliminar das áreas úmidas em território paulista a partir dos solos considerados hidromórficos, aluviais e/ou halomórficos, ou que tenham solos associados com esses atributos. Para essa etapa, tomamos como referência o mapeamento pedológico apresentado por Rossi e Kanashiro (2022).

O mapeamento apresentado é multiescalar, porém carece de detalhamentos e não abrange a totalidade das áreas úmidas possivelmente existentes no estado de São Paulo, pois resulta das informações compiladas. A seguir são descritas, de forma geral, as unidades de mapeamento de solos utilizadas para a definição das áreas úmidas do estado de São Paulo, de acordo com Santos *et al.* (2018):

- **Gleissolos** - Encontram-se nas áreas de planícies fluviais e fluviomarinhas, zonas de inundação dos principais rios sobre sedimentos variados. No setor interior, acompanham os corpos d’água e rios. Na planície litorânea, ocorrem onde dominam os sedimentos continentais, nas planícies fluviais e nos depósitos de colúvios com declives inferiores a 3%. São solos de constituição mineral hidromórficos, de cores neutras, pouco profundos, com horizonte A moderado, proeminente, chernozêmico ou húmico, seguido de horizonte que expressa condições de oxir-redução (gleização) por influência do excesso de água no perfil do solo (lençol freático elevado). O horizonte superficial possui espessura de 5 a 20 cm, com cores variáveis, normalmente neutras, textura também variável e estrutura maciça. No

horizonte subsuperficial a cor passa a mosqueada ou neutra, expressando hidromorfia. Quimicamente, a soma de bases, alumínio trocável e os teores de carbono orgânico desses solos são muito variáveis, dependendo da composição do material de origem e de sua época e condições de deposição.

- **Organossolos** - Ocorrem em áreas abaciadas em planícies fluviais, nas depressões da planície litorânea e associados a cursos d'água, locais permanentemente encharcados com vegetação típica especializada. Apresentam horizonte hístico, resultante de acumulações de resíduos vegetais, em graus variáveis de decomposição, portanto, com altos teores de carbono orgânico. São solos mal drenados com lençol aflorante. Compreendem solos com teores de C% elevados, ácidos, constituídos por camadas espessas de matéria orgânica sobre material mineral, com Gleização. No setor costeiro, o horizonte superficial O possui espessura de 1,5 a 3,0 m+ com cores escuras. O horizonte subsuperficial C ocorre a profundidades acima de 2,2 a 2,5 m, com cor variada cinza. Os Organossolos apresentam valores elevados de soma de bases e, consequentemente, capacidade de troca de cátions alta. Normalmente o pH permanece abaixo de 4,0, portanto, solos extremamente ácidos, sendo os teores de alumínio também elevados.
- **Solos Tiomórficos** - São solos hidromórficos, contendo compostos de enxofre devido ao acúmulo de material orgânico que, após drenagem, tornam o solo extremamente ácido. Ocorrem principalmente em áreas de manguezal, em depressões na planície litorânea e em planícies fluviomarinhas.
- **Planossolos** - São solos minerais imperfeitamente ou mal drenados, com diferenciação textural bem acentuada (abrupta) entre os horizontes superficial ou subsuperficial, que contrasta abruptamente com o horizonte B imediatamente subjacente, adensado, normalmente com concentração de argila acentuada, com permeabilidade lenta ou muito lenta, constituindo, por vezes, um horizonte pão, que propicia a formação de lençol d'água suspenso.
- **Neossolos Flúvicos** - Desenvolvem-se sobre sedimentos fluviais. São encontrados em relevos de planícies e terraços fluviais, próximo à calha dos principais cursos d'água. São solos pouco desenvolvidos, resultantes de deposição fluvial recente, com sequência de horizontes A e C, sendo estes superposições de camadas sedimentares (estratos) de variadas texturas em profundidade. Devido à natureza dos sedimentos, suas características são muito variadas.
- **Neossolos Litólicos** associados aos Gleissolos – Foram encontrados nas baixas vertentes junto às planícies fluviais, na região de Itararé. Compreendem solos minerais pouco desenvolvidos, com profundidades de até 0,40m. Apresentam horizonte superficial A tipo moderado, com espessura de 10 a 20 cm, textura média e estrutura granular. O horizonte subsuperficial C possui textura média com estrutura refletindo o material de origem. No caso, a presença dos solos

hidromórficos (Gleissolos) definiu essa unidade de mapeamento como presente nas áreas úmidas.

- **Neossolos Quartzarênicos hidromórficos** – São solos minerais, hidromórficos, arenoquartzosos, muito profundos, muito friáveis, de textura arenosa, muito pobres em nutrientes, ocorrendo em áreas alagáveis próximas aos cursos d'água, caracterizados pelo lençol freático pouco profundo durante a maior parte do ano. É uma unidade de solo com quantidade de recursos nutricionais muito restrita, por ser resultado de longo processo de intemperismo, do qual apenas as areias quartzosas resistem.
- **Cambissolos** – São moderadamente a imperfeitamente drenados e pouco profundos, sendo sua área de ocorrência associada às planícies fluviais (aluviões) dos principais cursos de água e em cones de dejeção das médias e baixas vertentes. Compreendem solos minerais com horizonte B câmbico, não hidromórficos, apresentando em seus horizontes minerais primários não meteorizados. Possui textura média a argilosa. A soma de bases, com teores baixos a médios, deve-se, principalmente, à presença de micas, vermiculitas e minerais primários existentes na massa do solo, que disponibilizam elementos pela sua alteração. As unidades de mapeamento pedológico aqui compreendidas estão associadas a solos hidromórficos como Gleissolos e Neossolos Flúvicos.
- **Argissolos Amarelos** – Aqui foram abrigadas unidades de mapeamento pedológico que abrangem solos hidromórficos associados, que ocorrem predominantemente em bordas de planícies fluviais. Compreendem solos minerais, de coloração frequente no matiz 10YR e o croma e o valor, superiores a 4, de baixos teores de ferro e saturação por bases inferior a 50% (distróficos) e a saturação por alumínio é superior a 50% (állicos). Apresentam horizonte B textural, não hidromórfico, mas com forte influência das oscilações de lençol atreladas às planícies fluviais. O horizonte superficial tipo moderado ou proeminente possui espessura entre 7 e 20 cm, a textura é arenosa, franco argiloarenosa a argilosa, com estrutura granular muito pequena-pequena de fraca a moderada. Possui relação textural A/B de pouca expressão (textura arenosa/média e média/argilosa). O horizonte subsuperficial B tem estrutura em blocos subarredondados, moderada, pequena, cerosidade não aparente. As unidades de mapeamento pedológico, aqui compreendidas, estão associadas ao Argissolo Acinzentado e ao Neossolo Litólico, ambos em baixas vertentes em áreas de surgência de água, no contato com a planície fluvial (região de Itapeva/Itararé), e a solos hidromórficos, como Neossolo Quartzarênico hidromórfico.
- **Espodossolos** - Compreendem solos com horizonte B espódico (acúmulo de matéria orgânica e/ou ferro em subsuperfície) e nítida diferenciação entre horizontes superficiais e subsuperficiais. São geralmente arenosos e com acidez elevada. Situam-se em relevo plano, ocupando a parte frontal da planície marinha até

chegar às areias de praia. Estão assentes sobre sedimentos arenosos marinhos da transgressão Santos e Cananéia, na forma de terraços e cordões de restinga. O horizonte superficial A é do tipo moderado, com espessura de 10 a 30 cm, textura areia/areia franca e estrutura granular fraca muito pequena a pequena. O horizonte E, imediatamente abaixo, possui espessura que varia de 45 a 200 cm, textura areia e sem estruturação. O horizonte subsuperficial B, com profundidade de ocorrência de 40 a 400 cm, também apresenta textura arenosa. O lençol freático está presente em profundidades que variam de 50 a 360 cm. O carbono orgânico apresenta teor alto em superfície e subsuperfície, com soma de bases e saturação por bases muito baixa. A unidade de mapeamento pedológico utilizada associa os Espodossolos hidromórficos e os não hidromórficos, devido à sua ocorrência intrincada e à escala de trabalho utilizada.

Pelas ordens e subordens de solos, selecionamos todas as unidades de mapeamento (Rossi & Kanashiro, 2022) dos Gleissolos (Háplicos GX1 a 12, Melânicos GM1 a 3, Tiomórficos GJ e Sállicos GZ), Organossolos (Háplicos OX1 a 4 e Tiomórficos OJ1 e 2), Planossolos (SX1 a 4) e dos Neossolos Flúvicos (RY 1 a 3); algumas unidades de mapeamento das subordens dos Neossolos Litólicos (aquelas associadas ao Gleissolo - RL25), dos Neossolos Quartzarênicos (Hidromórficos - RQ1,6,7,8 e 9), dos Cambissolos Háplicos (aquelas associadas ao Gleissolo ou com drenagem interna imperfeitamente drenados - CX2,7 e 14), dos Argissolos Amarelos (associados à planície ou borda de planície com surgência de água - PA1,5 e 6) e dos Espodossolos (EK). Estes últimos constituem delineamentos associados, onde a Floresta Ombrófila de Terras Baixas e a Formação Pioneira de Influência Marinha intercalam-se em ambientes secos ou úmidos, não distinguíveis na escala do mapeamento utilizado.

Depois de finalizarmos o recorte dos solos hidromórficos, realizamos o mapeamento de áreas úmidas por meio da chave de classificação proposta por Cunha *et al.* (2015) para o Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras, composta por três níveis hierárquicos:

1. sistemas;
2. unidades definidas por fatores hidrológicos;
3. unidades definidas por plantas superiores.

O primeiro nível hierárquico é o de sistemas, para o qual adotamos somente duas categorias: AUs costeiras e AUs interiores (Tabela 1, Figura 1). As AUs antropogênicas não foram incluídas.

AUs costeiras englobam as AUs naturais, permanentes ou temporárias, com água doce, salobra ou salgada, sob influência direta do regime de marés, de intrusões salinas ou de deposição atmosférica de substâncias dissolvidas ou particuladas, ou de propágulos do oceano. Já as AUs interiores diferenciam-se por estarem fora da influência do mar.

Para a separação dos limites entre AUs costeiras e interiores no território paulista, adotamos a delimitação cartográfica apontada pelo IBGE (2012) para as formas de relevo e ambiente que definem uma “formação das terras baixas”, sendo estas as que ocupam, nas latitudes de 16° a 24° de latitude Sul, as altitudes de 5 até 50 m, e nas latitudes de 24° a 32° de latitude Sul, as altitudes de 5 até 30 m. Como a maior parte do litoral paulista situa-se acima da latitude 24°S, padronizamos a cota altitudinal para mapeamento das AUs costeiras em 30 m. Todas as terras acima da cota de 30 m foram consideradas AUs interiores, pois não é esperada influência marítima direta acima desta cota, embora condições climáticas definidas pela presença das massas úmidas provenientes do oceano interfiram em toda a Província Costeira.

O segundo nível hierárquico baseia-se em características hidrológicas que dividem as AUs em dois grupos: as perenes ou permanentes, que têm solos permanentemente saturados; e as sazonais ou temporárias e efêmeras, que secam periodicamente. As AUs sazonais são caracterizadas pela sequência de inundação e seca (o pulso de inundação), seja esse causado pelas chuvas ou pela subida periódica do lençol freático. O pulso de inundação, por sua vez, pode ser classificado como monomodal ou polimodal, previsível ou imprevisível e com amplitude alta ou baixa.

Como a classificação hidrológica é artificial e a interpretação das categorias requer flexibilidade, a princípio adotamos a caracterização das AUs brasileiras de acordo com sua situação hidrológica proposta por Junk *et al.* (2015). A maior parte das AUs interiores no território paulista apresenta pulsos de inundação previsíveis, monomodais e de amplitude alta ao longo dos grandes rios. Já as AUs costeiras podem apresentar pulsos de inundação também previsíveis, mas de frequência polimodal e com amplitude variável em áreas sujeitas à influência das marés.

O terceiro nível hierárquico baseia-se na ocorrência de plantas superiores e na estrutura de suas comunidades. Junk *et al.* (2015) dividem esse nível em classes, subclasses e macro-hábitats, com grande ênfase na diferenciação entre comunidades ocupadas por plantas herbáceas ou florestas. A subclasse é definida como uma subunidade de uma classe ou de uma unidade funcional com condições hidrológicas específicas e uma cobertura característica da vegetação superior. O macro-hábitat é a menor unidade, portanto, uma subunidade caracterizada por espécies ou grupos de espécies de plantas indicadoras (Junk *et al.*, 2015). Para AUs que possuem um caráter particular, o uso de todas as unidades de classificação não é necessário.

Para o estado de São Paulo, adotamos como subclasse as fitofisionomias consideradas para a classificação da vegetação brasileira (IBGE, 2012), aplicadas no mapeamento da cobertura vegetal nativa do estado de São Paulo (Nalon *al.*, 2022) e descritas em Ivanauskas (2021). Esclarecemos que a sobreposição do mapa de vegetação ao mapa de solos hidromórficos não foi perfeita, dado que cada fonte foi produzida com métodos de interpretação e delimitações espaciais distintas. Sendo assim, a sobreposição e o recorte dos mapas de solos e macro-hábitats resultou em imperfeições que corrigimos manualmente

em grande parte, com base na literatura e no conhecimento dos autores. No entanto, é indispensável a checagem em campo para validação.

Aplicando-se os três níveis hierárquicos, obtivemos a categorização das AUs naturais paulistas apresentada na Tabela 1, que se inicia com a divisão em Sistemas de AUs Costeiras e AUs Interiores. Dividimos as AUs Costeiras em três Subsistemas e as AUs Interiores em dois. Também dividimos cada Subsistema em Subunidades inferiores, de acordo com as suas particularidades, compondo Ordem, Subordem, Classe, Subclasse e Macro-hábitat. Mantivemos na Tabela 1 a unidade fitogeográfica de origem para a categorização de cada Subclasse, a qual, em algumas situações, foi simplificada para a composição de um Macro-hábitat. Buscamos mapear as AUs paulistas com base na sua menor unidade, que é o Macro-hábitat. No entanto, os dados cartográficos nem sempre estavam disponíveis na escala desejada. Os critérios utilizados para a composição dessas unidades de mapeamento são apresentados a seguir.

A vegetação das áreas costeiras encontra-se mais conservada do que a do interior paulista, já altamente fragmentada. Sendo assim, a correção manual foi mais eficaz para essa porção territorial: por meio de imagens orbitais e de ortofotos digitais, interpretamos e individualizamos algumas subdivisões no terceiro nível categórico. Nas AUs Costeiras foram identificados e mapeados três grandes conjuntos (Tabela 1, Figura 1): Praias e zonas estuarinas (M1), Brejos de restinga e florestas paludosas no litoral (M2) e Florestas alagáveis e comunidades aluviais no litoral (M3). Alguns macro-hábitats, como costões rochosos, apicuns, campos salinos, escube e dunas, não foram individualizados devido ao detalhamento dos mapas utilizados.

Nas Áreas Úmidas do interior aplicamos os limites entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica (IBGE, 2004) e fitoecológico (IBGE, 2018) sobre o mapa de solos hidromórficos, a fim de evidenciar as áreas savânicas existentes no território e para diferenciá-las dos campos úmidos presentes como refúgios vegetacionais no bioma Mata Atlântica, os quais foram incluídos em Campos úmidos em morros e montanhas, florestas e comunidades aluviais na Mata Atlântica de interior (M4).

No bioma Cerrado, ao longo dos rios de menor porte e em áreas de nascentes difusas, encontram-se as matas de galeria associadas aos Campos úmidos savânicos (M5), cada qual inserido em sua respectiva unidade de mapeamento. Diferenciamos os macro-hábitats de campos úmidos com ou sem buritis (*Mauritia flexuosa* L.f.) com base na modelagem de nicho para essa população produzida por Amaral *et al.* (2021), cujo shape e pontos de ocorrência originais foram gentilmente cedidos pelas autoras. No entanto, infelizmente a escala de mapeamento não permitiu a distinção dos campos úmidos das matas de galeria.

Além da hidrologia, consideramos a extensão e a complexidade das AUs interioranas, pois Junk *et al.* (2015) diferenciam as AUs relativamente pequenas e com estruturas simples, tais como as AUs ripárias, e as grandes e complexas paisagens úmidas (PUs), com áreas que variam de centenas a milhares de quilômetros quadrados e incluem dezenas

de macro-hábitats distintos. No território paulista temos uma situação que denominamos de Várzeas e minipantanaís paulistas (M6), delimitada por meio da checagem das áreas inundáveis dos grandes rios que compõem as principais bacias hidrográficas existentes no território. Trata-se de uma paisagem de extensas planícies alagáveis, compostas por um complexo mosaico de lagoas, meandros abandonados, canais, baixadas, elevações e diques marginais. Nessa paisagem é frequente a ocorrência de florestas ripárias do Bioma Mata Atlântica, associadas a formações pioneiras de influência fluvial (M7), e não raro em ecótono com formações savânicas (M8). Embora se enquadre no conceito de uma paisagem úmida (PU), pois englobam macro-hábitats distintos (M7 e M8), optamos por mantê-la em Área úmida (AU) porque, comparados às outras bacias hidrográficas brasileiras, os rios podem ser considerados de tamanho médio.

A avaliação da distribuição das unidades de mapeamento em relação aos compartimentos geomorfológicos por subzonas do estado de São Paulo (Ponçano *al.*, 1981) foi elaborada a partir da sobreposição de mapas.

A identificação de áreas úmidas abrigadas em áreas protegidas foi obtida a partir do cruzamento com a base obtida em Brasil (2023), para as categorias de proteção integral e uso sustentável definidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Brasil 2011).

Descrevemos e ilustramos grandes agrupamentos de macro-hábitats de áreas úmidas do estado de São Paulo, denominados de macrorregiões, conforme apresentado na Tabela 1. Para a regionalização nos baseamos nos problemas, ameaças e desafios para o manejo compartilhados pelos macro-hábitats reunidos numa mesma macrorregião. Para cada agrupamento apresentamos os tipos de áreas úmidas existentes (conforme o Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras e a Convenção de Ramsar), a localização, a descrição dos solos, dos tipos vegetais e da fauna dos macro-hábitats, com figuras ilustrativas. Também incluímos algumas espécies em risco de extinção e/ou invasoras desses ambientes naturais, com base em informações disponíveis em dados secundários, cujas fontes foram citadas nas referências bibliográficas.

Tabela 1. Síntese do mapeamento proposto para a classificação das áreas úmidas (AUs) paulistas.

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse	Macro-habitat	Tipo de vegetação no Macro-habitat (IBGE, 2012)	Unidade de Agrupamento (Macrorregião)	Unidade de Mapeamento
AUs Costeiras	AUs costeiras sujeitas aos impactos dos pulsos previsíveis de curta duração das marés	AUs costeiras-ma-rinhas	Manguezais		Manguezais de beira-mar	Manguezais arbóreos	Formação Pioneira com influência fluviomarinha arbórea	M1. Praias e zonas estuarinas	Manguezais
					Manguezais nas embocaduras de rios - zonas estuarinas	Arbustos associados a manguezais	Formação Pioneira com influência fluviomarinha arbustiva		
					Áreas hipersalinas	Apícuens/campos salinos, pântanos salgados e marismas	Formação Pioneira com influência fluviomarinha herbácea		
				Costões rochosos, praias e dunas	Escrube de restinga	Formação Pioneira com influência marinha arbustiva			
					Praias e dunas	Formação Pioneira com influência marinha herbácea			
					Costão rochoso	Formação Pioneira com influência marinha			
	AUs separadas do mar com nível de água relativamente estável				Áreas cobertas com herbáceas, permanentemente alagadas	Brejo doce, brejo de restinga	Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre herbácea	M2. Brejos de restinga e florestas paludosas no litoral	Brejos de restinga
					Matas permanentemente alagadas	Floresta paludosa (guanandizal e caixetal)	Floresta Ombrófila Densa Aluvial		Florestas Paludosas (caxetais e guanandizais)
					Áreas cobertas com herbáceas, permanentemente alagadas (Brejos, banhados)	Comunidades aluviais	Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre herbácea		Florestas aluviais e comunidades aluviais
					AUs separadas do mar com nível de água variável				Matas periodicamente alagáveis
	Floresta de restinga úmida	Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas	Florestas de restinga seca/úmida indiferenciadas						

Continua...

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse	Macro-habitat	Tipo de vegetação no Macro-habitat (IBGE, 2012)	Unidade de Agrupamento (Macrorregião)	Unidade de Mapeamento
AUS Interores	AUs com nível de água relativamente estável	AUs sujeitas a pulsos de inundação previsíveis, modais e de longa duração	AUs com pulsos de amplitude alta ao longo dos rios de tamanho médio	Áreas pantanosas com vegetação herbácea mista	Turfeiras tropicais e subtropicais de montanhas	Campos úmidos em morros e montanhas	Refúgios Vegetacionais	M4. Campos úmidos em morros e montanhas, florestas e comunidades aluviais na Mata Atlântica	Campos úmidos em morros e montanhas na Mata Atlântica
				AUs florestadas pantanosas	Florestas mistas	Matas de brejo na Mata Atlântica	Floresta Ombrófila Aluvial Floresta Estacional Semidecidual Aluvial		Matas de brejo na Mata Atlântica
				Veredas	Veredas	Veredas no Cerrado (campos úmidos com buritis)	Savana Gramíneo-Lenhosa	M5. Campos úmidos no Cerrado	Veredas no Cerrado
						Campos úmidos no Cerrado (sem buritis)	Savana Gramíneo-Lenhosa		Campos úmidos no Cerrado *
				AUs ao longo dos rios de tamanho médio	Florestas fluviais	Comunidades aluviais	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	M6. Várzeas e pantanais	Várzeas e minipantanais
							Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre		
AUs com nível de água fluctuante	AUs sujeitas a pulsos polimodais imprevisíveis de curta duração	AUs com pulsos de amplitude alta ao longo dos rios de tamanho médio	AUs com pulsos de amplitude alta ao longo dos rios de tamanho médio	AUs ripárias ao longo de riachos (1ª – 5ª ordem fluvial)	Riachos na Mata Atlântica	Matas Ripárias	Floresta Ombrófila Aluvial Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	M7. Matas ripárias e comunidades aluviais na Mata Atlântica	Matas ripárias e comunidades aluviais na Mata Atlântica
						Comunidades aluviais	Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre herbácea		
				Riachos no Cerrado	Riachos no Cerrado	Matas de Galeria	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	M8. Matas de galeria e comunidades aluviais no Cerrado	Matas de galeria e comunidades aluviais no Cerrado
						Comunidades aluviais	Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre herbácea		

* Não foi possível diferenciar os campos úmidos das matas de galeria na escala de mapeamento, mas como são AUs muito distintas, foram mantidas como unidades.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O estudo identificou 22 macro-hábitats de áreas úmidas no estado de São Paulo, agrupados pela tipologia da vegetação e pelas unidades pedológicas em 14 unidades (Tabela 1). No entanto, a escala gráfica adotada não permitiu individualizar a unidade “Campos úmidos no Cerrado”, resultando em 13 legendas no mapeamento (Figura 1).

As áreas úmidas totalizam aproximadamente 1.125.753 ha (excluindo-se os espelhos d’água como represas, rios e lagos), ocupando aproximadamente 5% do território paulista. Desse total, 10% (110.279 ha) encontram-se inseridos em Unidades de Conservação de Proteção Integral e 28% (309.512 ha) em Unidades de Conservação de Uso Sustentável, conforme categorias definidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Brasil, 2000).

De maneira geral, os solos que ocorrem nas áreas úmidas estão sempre associados ao caráter de hidromorfismo, em ambiente redutor, demonstrado por presença de lençol d’água aflorante ou subaflorante, por feições de oxirredução, cores neutras e pálidas nos horizontes/camadas do solo (acinzentada, amarelada, preta, azulada ou esverdeada), com diferentes texturas ou sobreposição de camadas e teores de matéria orgânica, variados. Há ambientes de acumulação de matéria orgânica, como depressões ou áreas embaciadas do terreno, que permitem a formação de solos orgânicos.

A área e o percentual de vegetação natural contido nas diferentes tipologias de áreas úmidas são apresentados na Tabela 2, conforme os diferentes níveis categóricos. De forma ampla, as áreas úmidas paulistas são ocupadas por fisionomias campestres e florestais. As fisionomias florestais estão associadas aos cursos d’água, representadas por florestas ombrófilas e estacionais aluviais. Solos de deposição recente são ocupados por formações pioneiras, estejam estas em ambientes fluviais e/ou lacustres, sob influência marinha ou em zonas estuarinas. Já as formações campestres úmidas podem ocorrer tanto associadas às formações savânicas, como os campos úmidos no domínio do Cerrado, quanto nos refúgios presentes nos morros e montanhas da Mata Atlântica.

De forma geral, os 22 macro-hábitats reconhecidos para o estado de São Paulo estão distribuídos nos diferentes compartimentos geomorfológicos, conforme apresentado por Ponçano *et al.* (1981), como segue.

Nas áreas úmidas costeiras, na unidade de agrupamento Praias e zonas estuarinas (M1), os Manguezais ocorrem na baixada litorânea (100%); os Costões rochosos, praias e dunas ocorrem predominantemente na baixada litorânea (94%). Na unidade Brejos de restinga e florestas paludosas no litoral (M2), os Brejos de restinga ocorrem na baixada litorânea (61%) e na morraria costeira (34%) e as Florestas paludosas (caxetais e guanandizais) ocorrem na baixada litorânea (71%) e na morraria costeira (27%). Na unidade Florestas alagáveis e comunidades aluviais no litoral (M3), as Florestas alagáveis e comunidades aluviais encontram-se na morraria costeira (40%), baixada litorânea (32%), Serra do Mar (17%); as Florestas de restinga úmida ocorrem na baixada litorânea (40%), Serra do Mar

(28%) e morraria costeira (17%) e as Florestas de restinga seca e úmida indiferenciadas dominam no relevo da Baixada Litorânea (90%).

Para as áreas úmidas do interior, no domínio do bioma Mata Atlântica, na unidade de agrupamento Campos úmidos em morros e montanhas na Mata Atlântica (M3), os Campos úmidos em morros e montanhas estão presentes no Planalto do Alto Turvo (97%) e se fazem presentes também na Morraria do Embu (3%); as Matas de brejo estão bem pulverizadas no estado, presentes nas Zona do médio Tiete (21%), nas áreas indivisas (18%) e na Zona do Paranapanema (11%). Na unidade Campos úmidos em morros e montanhas, matas ripárias e comunidades aluviais na Mata Atlântica (M6), as matas ripárias e comunidades aluviais ocorrem no relevo de áreas indivisas (46%), na Zona do Mogi Guaçu (11%). No domínio do bioma Cerrado, na unidade Campos úmidos do Cerrado (M4), as Veredas dividem-se nos relevos de Áreas Indivisas (76%) e Cuestas Basálticas (24%); as Matas de galeria e comunidades aluviais no Cerrado (M7) encontram-se nas áreas indivisas (35%), na Zona do Paranapanema (32%) e Cuestas basálticas (15%). Nas áreas ecotonais, as Várzeas e Pantanaís (M5) encontram-se distribuídas nos relevos de Áreas Indivisas (60%), Colinas Sedimentares (18%) e na Zona do Paranapanema (9%).



Figura 1. Distribuição das áreas úmidas do estado de São Paulo, agrupadas em oito macrorregiões e conforme as unidades de mapeamento apresentadas na Tabela 1.

Tabela 2. Distribuição das áreas úmidas do estado de São Paulo e percentual de vegetação natural remanescente.

As unidades correspondem aos agrupamentos de macro-habitats apresentados na Tabela 1 e espacializadas na Figura 1.

Sistema	Unidade de Agrupamento (macrorregiões)	Unidade de Mapeamento	Áreas úmidas (AUs)	Áreas úmidas com vegetação natural*	
			ha	ha	%
AUs Costeiras	Praias e zonas estuarinas	Manguezais	29.040	26.804	92
		Costões rochosos, praias e dunas	5.068	2.136	42
	Brejos de restinga e florestas paludosas no litoral	Brejos de restinga	5.210	3.465	67
		Florestas Paludosas (caxetais e guanandizais)	134.790	110.97	82
	Florestas alagáveis e comunidades aluviais no litoral	Florestas alagáveis e comunidades aluviais	93.288	52.955	57
		Florestas de restinga úmida	32.410	25.465	79
		Florestas de restinga seca/úmida indiferenciadas	86.814	78.613	91
AUs Interiores	Campos úmidos em morros e montanhas, florestas e comunidades aluviais na Mata Atlântica	Campos úmidos em morros e montanhas na Mata Atlântica	129	122	94
		Matas de brejo na Mata Atlântica	36.259	17.751	49
	Campos úmidos no Cerrado	Veredas no Cerrado	10.522	7.320	70
	Várzeas e pantanais	Várzeas e Minipantanais	222.546	105.684	47
	Campos úmidos em morros e montanhas, matas ripárias e comunidades aluviais na Mata Atlântica	Matas ripárias e comunidades aluviais na Mata Atlântica	349.356	213.25	61
	Matas de galeria e comunidades aluviais no Cerrado	Matas de galeria e comunidades aluviais no Cerrado	120.322	82.704	69
Total			1.125.753	727.24	65

*baseado no inventário da cobertura vegetal nativa do estado de São Paulo (Nalon *et al.*, 2022).

3.1 Praias e zonas estuarinas (M1)

3.1.1 Tipo de área úmida predominante

Tipo de área úmida conforme o Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras:

Origem: Natural

Sistema: AUs costeiras

Subsistema: AUs costeiras sujeitas aos impactos dos pulsos previsíveis de curta duração das marés

Ordem: AUs costeiras-marinhas

Subordem: Manguezais

Subclasse: Manguezais de beira-mar

Macro-hábitat: Manguezais arbóreos

Subclasse: Manguezais nas embocaduras de rios - zonas estuarinas

Macro-hábitat: Arbustos associados a manguezais

Subclasse: Áreas hipersalinas

Macro-hábitat: Apicuns/campos salinos, pântanos salgados e marismas

Subordem: Outras formações costeiras, costões rochosos, praias e dunas

Macro-hábitat: Escrube de restinga

Macro-hábitat: Praias e dunas

Macro-hábitat: Costão rochoso

Tipo de área úmida conforme a Convenção de Ramsar:

I – Zonas úmidas florestais intertidais; inclui mangues, veredas alagadas de palmeiras, florestas de maré de água doce.

3.1.2 Definição e localização

São áreas úmidas sujeitas ao impacto das marés, com flutuações do nível d'água. Estão situadas nas AUs Costeiras, na macrorregião de “Praias e Zonas Estuarinas”. Na escala do estado de São Paulo, duas subordens são passíveis de mapeamento: a) Manguezais; e b) Outras formações costeiras, costões rochosos, praias e dunas (Tabela 1, Figuras 2 e 3).

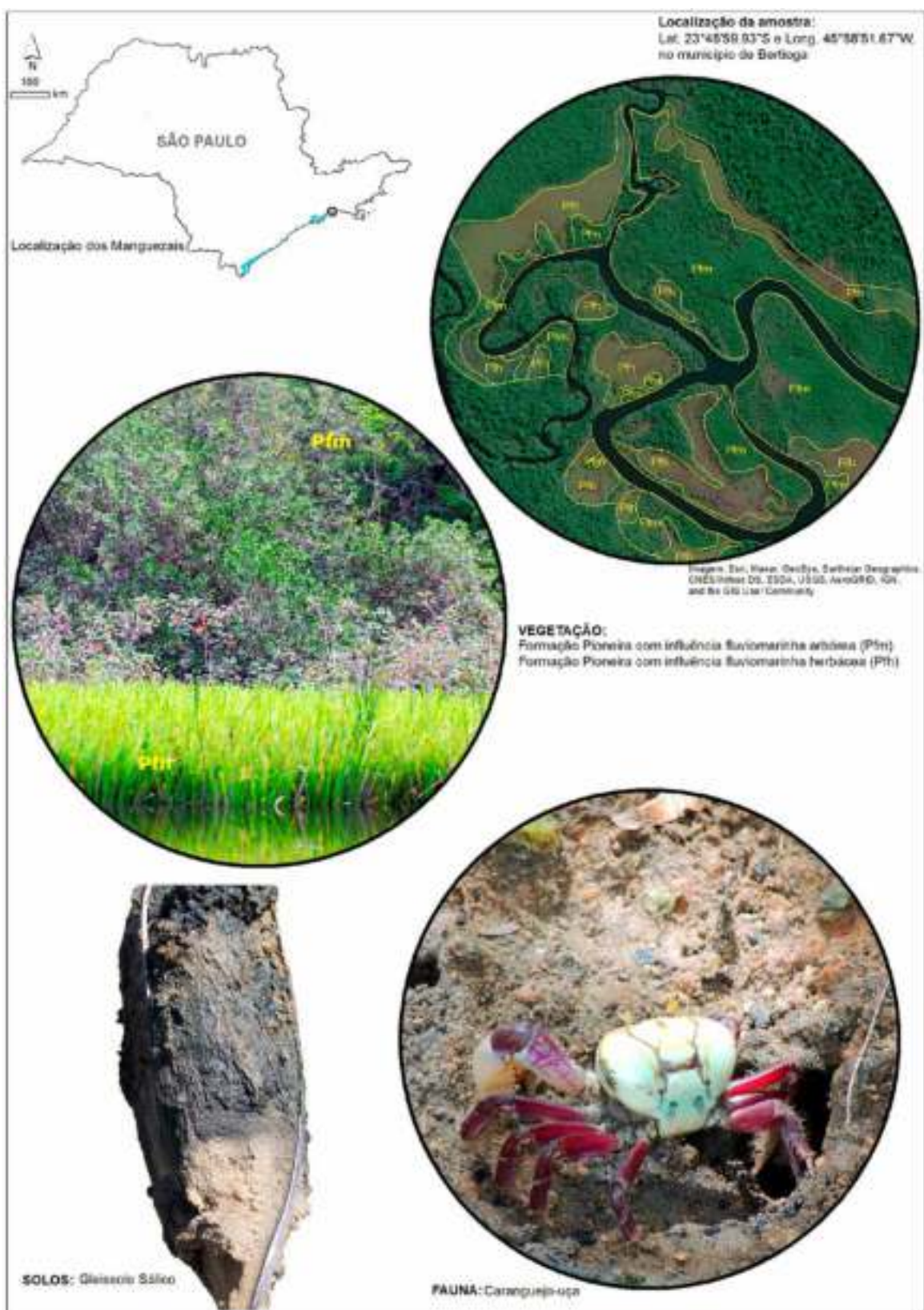


Figura 2. Macro-habitat manguezal: localização no território paulista e exemplos de cobertura vegetal, tipo de solo, vegetação e fauna características.



3.1.3 Descrição do Macro-habitat

3.1.3.1 Solos

Os manguezais encontram-se em relevo de planícies de maré (intertidal), com influência direta dos pulsos de maré, ocorrendo em áreas mais extensas, no Vale do Ribeira e Baixada Santista, enquanto no Litoral Norte desenvolvem-se, principalmente, nas desembocaduras dos rios principais. Já os costões rochosos, as praias e as dunas estão distribuídas por toda a costa do estado.

Os solos, de forma geral, são mal a muito mal drenados, considerados hidromórficos, permanente ou periodicamente saturados por água, ou seja, flutuação do lençol freático, aflorante ou subaflorante, expresso por forte gleização. Normalmente são compostos por sedimentos variados, arenosos, arenoargilosos e argilosos, associados a solos com acumulações orgânicas expressivas. Caracterizam-se por colorações neutras, esmaecidas ou pálidas, como acinzentadas, esverdeadas, azuladas e pretas. Nesses ambientes ocorrem basicamente duas ordens de solos principais, os Gleissolos (Sálicos, Tiomórficos), Neossolos (Quartzarênicos), que são solos minerais e os Organossolos (Háplicos, Tiomórficos), que são compostos por material orgânico acumulado. São solos de textura variada, desde arenosa à média, por causa da contribuição de silte e argila, e até argilosa; com caráter sálico e sódico (excesso de sais) e com presença de tiomorfismo (compostos de enxofre), em ambiente extremamente rico em bases.

Os solos que ocorrem nesses macro-habitats foram compilados do mapeamento pedológico de Rossi (2017) e Rossi e Kanashiro (2022) e compõem as unidades descritas no apêndice (GZ, RQ8). Os manguezais, que compreendem a unidade de solo GZ e ocorrem nas planícies de maré; e os costões rochosos, praias e dunas, que incluem as unidades de solos RQ8 e que ocorrem junto aos sedimentos de praias.

3.1.3.2 Vegetação

O manguezal desenvolve-se na zona litorânea, associado a terrenos baixos, planos e regiões estuarinas, às margens de lagunas ou ao longo de rios e canais naturais, em áreas encharcadas, salobras e calmas, com influência das marés; porém, não atingidos pela ação direta das ondas (Schaeffer-Novelli *et al.*, 2015). Nesses locais, a força das marés é branda e a velocidade das correntes é baixa, favorecendo intensa deposição de sedimentos finos e matéria orgânica.

Os manguezais paulistas são naturalmente fragmentados, acompanhando as porções estuarinas dos grandes rios que desembocam no mar. Correspondem à Formação Pioneira de influência fluviomarinha (IBGE, 2012) no mapa de cobertura vegetal do estado de São Paulo e ocorrem em planícies de maré, na porção estuarina dos rios, nas quais há mistura de água salgada com a água doce. São sistemas funcionalmente complexos, altamente resilientes e jovens, uma vez que a dinâmica das marés nas áreas onde se localizam produz constante modificação na topografia desses terrenos, resultando numa sequência de avanços e recuo da cobertura vegetal.

Com relação aos tipos vegetacionais, essa macrorregião é composta por um mosaico de formações arbóreas, arbustivas e herbáceas sobre solos inconsolidados, compondo a Formação Pioneira com influência fluviomarinha (IBGE, 2012). As formações que integram o referido mosaico são descritas a seguir:

- *Formação Pioneira com influência fluviomarinha arbórea* (Subclasse: Manguezais de beira-mar): manguezal, com espécies de árvores adaptadas a condições anaeróbicas e salinas. As espécies arbóreas distribuem-se entre o mangue-vermelho (*Rhizophora mangle* L.), o mangue-branco (*Laguncularia racemosa* (L.) C.F.Gaertn.) e mangue-siriúba (*Avicennia shaueriana* Stapf & Leechm. ex Moldenke).
- *Formação Pioneira com influência fluviomarinha arbustiva* (Subclasse: Manguezais nas embocaduras de rios - zonas estuarinas): zona de transição entre marismas e manguezais ou na parte posterior, junto à terra firme. A zona de transição é colonizada por uma rede densa de arbustos de algodoeiro-da-praia (*Talipariti pernambucense* (Arruda) Bovini).
- *Formação Pioneira com influência fluviomarinha herbácea* (Subclasse: Áreas hipersalinas - apicuns, salgados): no apicum ou campo salino distribuem-se ervas resistentes à alta salinidade, na transição para a terra firme. Marismas, brejos salobros ou pântanos salgados ocupam regiões alagadas que comumente margeiam as formações arbóreas. As plantas mais frequentes são o capim-salgado (*Spartina alterniflora* Loisel.), ciperáceas (*Rhynchospora* spp.), cebolana (*Crinum americanum* L.) e samambaia-do-brejo (*Acrostichum aureum* L.).
- *Formação Pioneira com influência marinha arbustiva* (Subclasse: escruze de restinga): vegetação sobre os cordões litorâneos holocênicos mais próximos à praia, não alagável. Formação arbustiva fechada, bastante densa, com altura de 1 a 4 metros, modelada pelo vento e exposta à salinidade proveniente de borrifos marinhos, ocupando o primeiro cordão arenoso. A camada de serapilheira é relativamente espessa (cerca de 4 cm), porém a camada orgânica do substrato é muito fina (menos que 0,5 cm de espessura). Na região mais próxima à praia, a vegetação é composta por espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas nanificadas. Em direção ao interior, a vegetação torna-se mais alta, com espécies arbustivas e pequenas árvores, na transição com a floresta baixa de restinga.
- *Formação Pioneira com influência marinha herbácea* (Subclasse: vegetação de praias e dunas): restrita a praias arenosas que não sofrem erosão. As praias e dunas são ocupadas por vegetação herbácea a subarbustiva, numa estreita faixa paralela ao mar, com serapilheira inexistente ou inconspícua. Nas porções mais elevadas das praias, as plantas crescem sobre substrato móvel (dunas) e frequentemente atingido pelas marés altas, compostas principalmente por espécies herbáceas rep-tantes, rizomatosas e cespitosas, de 40 cm de altura. A vegetação da anteduna, ocorrendo sobre terraços não atingidos pelas marés, é mais fechada e composta por espécies herbáceas a subarbustivas, com até 60 cm de altura.

- *Formação Pioneira com influência marinha* (Subclasse costão ou pontal rochoso): os costões rochosos constituem ecossistemas marinhos sobre afloramentos rochosos. Podem formar paredões verticais que, além de ocuparem a região de influência das marés, estendem-se por vários metros acima e abaixo do nível da água, ou então podem apresentar-se na forma de rochas fragmentadas (Moreno & Rocha 2012). A vegetação sobre esses costões rochosos é denominada vegetação pioneira litófito e faz parte do complexo da restinga (Xavier, 2014).

3.1.3.2 Fauna

Os manguezais são conhecidos pela sua produtividade, que resulta em elevada diversidade e biomassa de organismos aquáticos como crustáceos, moluscos, poliquetas e peixes. Nas formações fitofisionômicas destacam-se diversas espécies de caranguejos ativos com a maré baixa e que se fecham em tocas com a chegada da maré alta. Esses animais são relevantes para o ecossistema por participarem da ciclagem de nutrientes, fragmentando folhas e galhos, e aumentarem a oxigenação do solo com suas tocas (Olmos & Silva e Silva 2003). Também, são elos fundamentais da cadeia alimentar, constituindo presas de mamíferos, aves e mesmo do jacaré-de-papo-amarelo *Caiman latirostris* (Daudin, 1802).

Algumas espécies são relevantes para as comunidades humanas litorâneas tanto para a subsistência quanto para a comercialização e necessitam de gestão adequada para não se extinguirem localmente, como é o caso do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) e do guaiamum *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825). Este último vive preferencialmente na transição com as florestas, em áreas mais distantes da influência marinha. Destacam-se também entre os caranguejos mais conspícuos o aratu ou maria-mulata *Goniopsis cruentata* (Latreille, 1803), o aratu-marinho *Aratus pisonii* (Milne-Edwards, 1837) e os chama-marés *Uca maracoani* (Latreille, 1802) e os dos gêneros *Leptuca* e *Minuca*. No estado de São Paulo ocorrem nove espécies de chama-marés que se distribuem ao longo do manguezal, cada uma respondendo a gradientes de salinidade e sombreamento, que determinam, em parte, a sua ocupação de uma dada área.

Os manguezais destacam-se pela abundância de aves, incluindo o icônico guará *Eudocimus ruber* (Linnaeus, 1758), que deve sua coloração aos pigmentos presentes nos crustáceos dos quais se alimenta. Outras duas espécies abundantes e típicas do manguezal no estado de São Paulo são o savacu-de-coroa *Nyctanassa violacea* (Linnaeus, 1758) e a garça-azul *Egretta caerulea* (Linnaeus, 1758). Já o gavião-caranguejeiro *Buteogallus aequinoctialis* (Gmelin, 1788) está à beira da extinção no estado, com registros recentes apenas para o Parque Estadual da Ilha do Cardoso. A saracura-matraca *Rallus longirostris* (Boddaert, 1783) habita principalmente os trechos com predomínio de gramíneas do gênero *Spartina*, o chamado campo salino. Já a saracura-do-mangue *Aramides mangle* (Spix, 1825), apesar do nome, não está restrita a esta formação, ocorrendo também em ecossistemas muito distintos do manguezal, até no bioma Caatinga (Marcondes *al.*, 2014).

A figuinha-do-mangue *Conirostrum bicolor* (Vieillot, 1809) é exclusiva dos manguezais no estado de São Paulo e ao contrário das demais aves típicas, este pequeno pássaro alimenta-se principalmente de insetos que apanha na folhagem das árvores do manguezal, e eventualmente de frutinhas e néctar.

As áreas de vegetação arbustiva apresentam como espécie típica o calango-liso *Psychosaura macrohyncha* (Hoge, 1947) e compartilham várias aves com as florestas adjacentes, como o tiê-sangue *Ramphocelus bresilia* (Linnaeus, 1758) e a saíra-sapucaia *Stilpnia peruviana* (Desmarest, 1806). O calango-liso-da-restinga *Brasiliscincus caissara* (Rebouças-Spieker, 1974) ocorre nas áreas dominadas por gramíneas, é endêmico ao litoral norte do estado e está ameaçado de extinção.

Entre as espécies típicas da vegetação das praias e dunas destacam-se o caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) e a batuíra-de-coleira *Charadrius collaris* Vieillot, 1818.

3.1.4 Espécies importantes para a conservação

3.1.4.1 Espécies em risco de extinção

- Caranguejo guaiamum (*Cardisoma guanhumi* Latreille, 1825) – VU – vulnerável em razão da degradação dos manguezais e exploração da espécie. Calango-liso-da-restinga (*Brasiliscincus caissara* (Rebouças-Spieker, 1974)) – EN – em perigo de extinção devido à perda de habitat.

3.1.4.2 Espécies invasoras

A braquiária-do-brejo (*Urochloa arrecta* (Hack. ex T.Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga) é exótica à flora local, com registros nos manguezais de Cananeia-Iguape.

3.1.5 Problemas, ameaças para a conservação e desafios para o manejo

As áreas são sujeitas a problemas gerados pela grande aglomeração urbana, visto que os espaços são ocupados de forma intensa e desordenada. O turismo estimula a especulação imobiliária e aumenta ainda mais a pressão para a expansão urbana, que promove problemas de infraestrutura como o aumento do lixo (Santos & Furlan 2010a). Na região da Baixada Santista, somam-se os impactos causados pela poluição do solo, da água e do ar, proveniente das indústrias locais (Santos & Furlan 2010b).

3.2 Brejos de restinga e florestas paludosas no litoral (M2)

3.2.1 Tipo de área úmida predominante

Tipo de área úmida conforme o Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras:

Origem: Natural

Sistema: AU Costeira

Subsistema: AU separada do mar com nível de água relativamente estável

Subclasse: Áreas cobertas com herbáceas, permanentemente alagadas

Macro-hábitat: Brejo de restinga

Subclasse: Matas permanentemente alagadas

Macro-hábitat: Florestas paludosas (caxetais e guanandizais)

Tipo de área úmida conforme a Convenção de Ramsar:

Continentais: Xf – Zonas úmidas de água doce dominadas por árvores; inclui brejos florestais de águas doces, florestas sazonalmente inundadas, florestas pantanosas em solos inorgânicos.

3.2.2 Definição e localização

São áreas úmidas com flutuações de nível d'água influenciadas pelo afloramento do lençol freático. Situada nas AUs Costeiras, engloba as AUs separadas do mar com água relativamente estável, com dois macro-hábitats: a) brejos de restinga, e b) florestas paludosas (Tabela 1, Figuras 4 e 5).

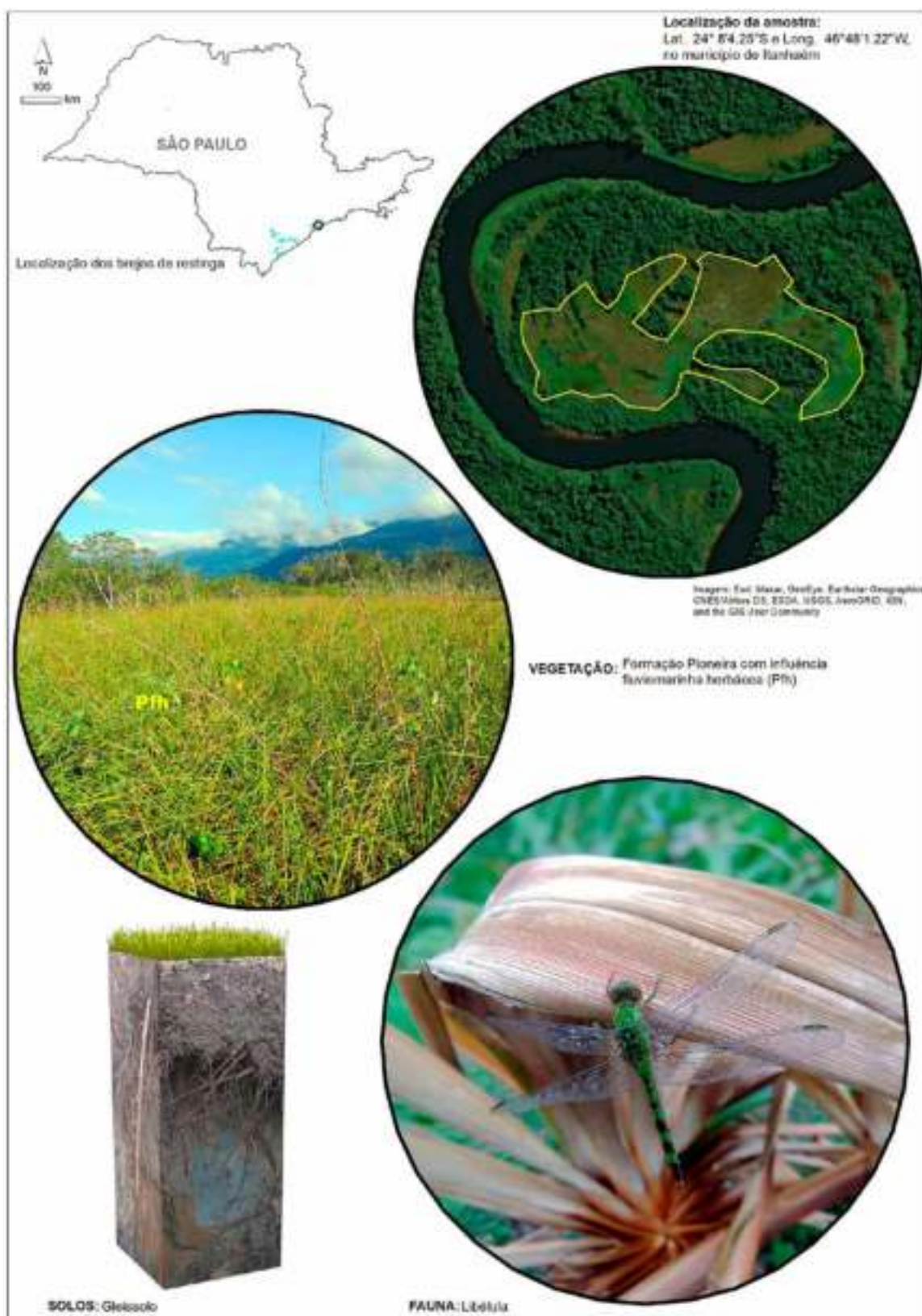


Figura 4. Macro-habitat brejos de restinga: localização no território paulista e exemplos de cobertura vegetal, tipo de solo, vegetação e fauna características.



Figura 5. Macro-habitat floresta paludosa do litoral: localização no território paulista e exemplos de cobertura vegetal, tipo de solo, aspecto geral da vegetação e fauna características.

3.2.3 Descrição do Macro-habitat

3.2.3.1 Solos

Associadas aos relevos de planícies fluviais, fluviomarinhas, fluviolagunares, terraços fluviais, terraços marinhos e cones de dejeção. Compreendem diversas categorias de vegetação, incluindo áreas permanentemente cobertas com água, como brejos e restingas, caxetal e guanandizal.

De forma geral, os solos são mal a muito mal drenados, considerados hidromórficos, permanente ou periodicamente saturados por água, ou seja, flutuação do lençol freático, aflorante ou subaflorante, expresso por forte gleização. Tais solos podem ser artificialmente drenados. Normalmente são compostos por sedimentos variados, arenosos, arenoargilosos e argilosos, associados a solos com acumulações orgânicas expressivas, geralmente passando de um metro de profundidade. Caracterizam-se por colorações neutras, esmaecidas ou pálidas, como acinzentadas, esverdeadas, azuladas e pretas. Nesses ambientes ocorrem basicamente cinco ordens de solos principais, os Gleissolos (Háplicos, Melânicos, Tiomórficos), Neossolos (Flúvicos, Quartzarênicos), Espodossolos (Hidromórficos), Cambissolos (Flúvicos ou mal drenados), que são solos minerais, e os Organossolos (Háplicos, Tiomórficos), que são compostos por material orgânico acumulado.

Os solos que ocorrem nesse habitat foram compilados do mapeamento pedológico de Rossi (2017) e Rossi e Kanashiro (2022) e compõem as unidades descritas no apêndice (GX2,4, GJ, OJ1,2, OX3, RY2). Apresentam dois macro-habitats:

- *Floresta paludosa (caxetal e guanandizal)*: compreende parte das unidades de solos GJ, OJ1,2, OX3, dominando os solos OX3 e secundariamente no OJ2. Essas florestas ocorrem principalmente nas planícies fluviais e lagunares e secundariamente nas planícies de inundação.
- *Brejo de restinga*: compreende parte das unidades de solos GX2,4, GJ, OJ1,2, OX3, RY2, dominando os solos OX3 e secundariamente no OJ2. Essa vegetação ocorre principalmente nas planícies fluviais e também pode ser encontrada nas planícies marinhas com cordão arenoso.

3.2.3.2 Vegetação

As florestas paludosas do litoral paulista encontram-se entre aquelas mapeadas como Floresta Ombrófila Densa Aluvial (Nalon *et al.*, 2022) e situadas sobre solos hidromórficos mapeados por Rossi (2017) e Rossi e Kanashiro (2022). Ocupam ambientes fluviais holocênicos mais jovens, onde as formações florestais parecem ainda não ter atingido elevado grau de especialização (Moreira, 2007; Souza & Luna 2008; Graeff, 2015).

- *Floresta Paludosa*: permanentemente inundada, onde é comum o depósito de turfa, sobre as quais se desenvolvem as denominadas florestas turfosas. São frequentes as florestas monodominantes de caxeta (*Tabebuia cassinoides* (Lam.) DC.). Nos locais onde variações topográficas compõem um mosaico sutil de manchas inundadas e não inundadas há maior riqueza de espécies, com declínio da dominância dos

caxetais e aumento na importância de outras espécies arbóreas, especialmente guanandi (*Calophyllum brasiliense* Cambess).

- **Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre herbácea (brejo doce, brejo de restinga):** ocorre apenas na planície de inundação dos rios, com lençol freático aflorante praticamente o ano todo. Formação herbácea, do tipo graminoide, que ocorre em áreas próximas aos rios, muitas vezes ocupando meandros abandonados. É composta predominantemente por um número restrito de espécies tolerantes ao encharcamento do solo promovido por água doce, diferenciando-a dos campos salinos e marismas. Comumente ocupadas por *Rhynchospora* sp., mas áreas antropizadas cujas intervenções alteraram o sistema de circulação de água tendem a ser dominadas por taboa (*Typha angustifolia* L.) ou gramíneas invasoras africanas (*Urochloa* sp.).

3.2.4 Espécies importantes para a conservação

3.2.4.1 Espécies em risco de extinção

As florestas paludosas e brejos são habitats para as populações de *Euterpe edulis* (palmito-jussara), espécie vulnerável à extinção em escala nacional. Áreas permanentemente alagadas são caracterizadas pela abundância de *Tabebuia cassinoides* (caixeta ou pau-de-tamanco), em perigo de extinção em escala nacional. O palmito-jussara e a caixeta ou pau-de-tamanco encontram-se em risco de extinção pela sobreexploração sem manejo adequado. A primeira é utilizada como recurso alimentar e a segunda para aproveitamento madeireiro. Além das árvores, orquídeas e bromélias são abundantes e de alto valor ornamental.

Com relação à fauna, planos de manejo realizados nas Unidades de Conservação do litoral paulista apontam dezenas de espécies ameaçadas de extinção. Seguem alguns exemplos em perigo: - Lambari-da-restinga *Rachoviscus crassiceps* Myers, 1926 – EN, Piquira-da-restinga *Spintherobolus broccae* Myers, 1925 – EN, Piquira-do-ribeira *Spintherobolus leptoura* Weitzman & Malabarba, 1999 – EN, Peixe-anual-do-ribeira *Campellolebias dorsimaculatus* Costa, Lacerda & Brasil, 1989 – CR, Peixe-anual-de-Iguape *Leptopanchax aureoguttatus* (da Cruz, 1974) – EN, Peixe-anula-de-Itanhaém *Leptopanchax itanhaensis* Costa, 2008 – CR, Mico-leão-da-cara-preta *Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990 – EN.

3.2.4.2 Espécies invasoras

A condição de área permanentemente alagada reduz bastante a chance de instalação e sobrevivência de outras espécies que não aquelas adaptadas a essa condição. No entanto, o lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J.Koenig) é uma ameaça aos brejos de restinga.

3.2.5 Problemas, ameaças para a conservação e desafios para o manejo

A ocupação da planície costeira nas últimas cinco décadas tem causado alterações significativas nesse ambiente (Marques *al.*, 2015). Fatores de degradação incluem espécies invasoras, a remoção da vegetação para a construção de rodovias, a extração de areia e o extrativismo seletivo de plantas de importância econômica. Também o turismo desordenado, agravado em períodos de temporada, provoca aumento da poluição do solo e da água nas áreas já urbanizadas. Obras de utilidade pública que atravessam a região e cortes transversais de condomínios urbanos provocaram alterações na dinâmica e estrutura florestal, com lento e progressivo colapso. Num contexto de médio-longo prazo, não se pode ignorar possíveis efeitos de alterações climáticas sobre os ecossistemas costeiros (Schaeffer-Novelli *al.*, 2016).

3.3 Florestas alagáveis e comunidades aluviais no litoral (M3)

3.3.1 Tipo de área úmida predominante

Tipo de área úmida conforme o Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras:

Origem: Natural

Sistema: AU Costeira

Subsistema: AU separada do mar com nível de água variável

Subclasse: Áreas cobertas com herbáceas, periodicamente alagadas

Macro-hábitat: Comunidades aluviais

Subclasse: Matas periodicamente alagáveis

Macro-hábitat: florestas alagáveis

Macro-hábitat: floresta de restinga úmida

Macro-hábitat: floresta de restinga seca e úmida indiferenciadas

Tipo de área úmida conforme a Convenção de Ramsar:

Continentais: Xf – Zonas úmidas de água doce dominadas por árvores; inclui brejos florestais de águas doces, florestas sazonalmente inundadas, florestas pantanosas em solos inorgânicos.

3.3.2 Definição e localização

São áreas úmidas com flutuações de nível d'água influenciadas pelo afloramento do lençol freático. Situada nas AUs Costeiras, engloba AUs separadas do mar com água com nível variável, com quatro macro-hábitats: a) comunidades aluviais, b) florestas alagáveis, c) florestas de restinga úmida e d) florestas de restinga seca e úmida indiferenciadas (Tabela 1, Figuras 6, 7 e 8).



Figura 6. Florestas alagáveis e comunidades aluviais: localização no território paulista e exemplos de cobertura vegetal, tipo de solo, vegetação e fauna características.



Figura 7. Floresta de restinga úmida: localização no território paulista e exemplos de cobertura vegetal, tipo de solo, aspecto geral da vegetação e fauna características.



Figura 8. Floresta de restinga seca/úmida indiferenciadas: localização no território paulista e exemplos de cobertura vegetal, tipo de solo, aspecto geral da vegetação e fauna características.

3.3.3 Descrição do macro-habitat

3.3.3.1 Solos

Encontram-se associadas aos relevos de planícies fluviais, fluviomarinhas, fluviolagunares, terraços fluviais, terraços marinhos e cones de dejeção. Compreendem formações pioneiras de influência fluviomarinha, até áreas que secam periodicamente, como florestas aluviais e formação pioneira de influência fluvial e florestas de restinga seca e úmida indiferenciadas.

De forma geral, os solos são mal a muito mal drenados, considerados hidromórficos, permanente ou periodicamente saturados por água, ou seja, flutuação do lençol freático, aflorante ou subaflorante, expresso por forte gleização. Tais solos podem ser artificialmente drenados. Normalmente são compostos por sedimentos variados, arenosos, arenoargilosos e argilosos, associados a solos com acumulações orgânicas expressivas, geralmente passando de um metro de profundidade. Caracterizam-se por colorações neutras, esmaecidas ou pálidas, como acinzentadas, esverdeadas, azuladas e pretas. Nesses ambientes ocorrem basicamente cinco ordens de solos principais, os Gleissolos (Háplicos, Melânicos, Tiomórficos), Neossolos (Flúvicos, Quartzarênicos), Espodossolos (Hidromórficos), Cambissolos (Flúvicos ou mal drenados), que são solos minerais, e os Organossolos (Háplicos, Tiomórficos), que são compostos por material orgânico acumulado.

Os solos que ocorrem nesse habitat foram compilados do mapeamento pedológico de Rossi (2017) e Rossi e Kanashiro (2022) e compõem as unidades descritas no apêndice (GX2,4,5,7,8, EK, CX7,14, RQ7, RY2,3).

Com base nos tipos vegetacionais, foram definidos três macro-habitats:

- **Comunidades aluviais e Floresta aluvial:** compreendem as unidades de solos GX2,4,7,8, CX14, ocorrem nas planícies fluviais e secundariamente nas planícies de inundação e fluviocoluvial e nas unidades de solos GX2,7, ocorrem nas planícies fluviais, fluviomarinhas e planícies de inundação. Dominam os solos GX4 e secundariamente GX2.
- **Floresta de restinga úmida:** correspondem à parte dos terraços e planícies litorâneas, compreendem as unidades de solos GX5, CX7, RY2,3, dominam os solos RY2 e CX7. Ocorrem nas planícies fluviais e secundariamente na planície fluviomarinha.
- **Floresta de restinga seca e úmida indiferenciada (não diferenciadas no mapeamento, devido à escala de trabalho):** compreende a floresta alta e baixa de restinga e está associada às unidades de solos EK e RQ7, que ocorre nos terraços marinhos e planícies marinhas com cordão arenoso e, secundariamente, nas planícies marinhas.

3.3.3.2 Vegetação

As florestas aluviais e de restinga do litoral paulista encontram-se entre aquelas mapeadas como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (Nalon *et al.*, 2022) e situadas sobre solos hidromórficos mapeados por Rossi (2017) e Rossi e Kanashiro (2022). Em sentido restrito, correspondem à denominada Floresta Ombrófila Densa Aluvial (IBGE, 2012) dessa região, que engloba qualquer floresta que ocorre ao longo dos cursos d'água ou associada a depressões paleolagunares da planície litorânea.

Representam ecossistemas frágeis e congregam táxons extremamente adaptados ao ambiente de saturação hídrica subconstante, marcada por ciclos de alagamento e drenagem. A cobertura vegetal é distribuída em faixas que acompanham os cursos d'água ou em mosaicos associados às depressões paleolagunares da planície litorânea. Estão situadas entre as florestas maduras do sopé da Serra do Mar, a montante, e às faixas de maré, a jusante, restritas aos terrenos fluviais mais antigos (pleistocênicos) (Moreira, 2007; Souza & Luna, 2008; Graeff, 2015). Seguem descrições mais detalhadas sobre cada tipo vegetacional:

- **Floresta Aluvial:** ocorre sobre terrenos fluviais antigos, com sedimentos em sua maioria arenosos, de idade pleistocênica. O solo é inundável na época de chuvas, com espessa camada de serapilheira. Floresta com alta diversidade de espécies; subosque ralo e dossel aberto, com muitas árvores altas e cujas emergentes podem ultrapassar os 30m, como tapiá (*Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg.), ouriçeiro (*Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth.), canela-ferrugem (*Nectandra oppositifolia* Nees & Mart.) e maria-mole (*Guapira opposita* (Vell.) Reitz).
- **Floresta de Restinga Úmida:** associada às depressões paleolagunares holocênicas rasas e, localmente, sobre os depósitos marinhos mistos pleistocênicos quando estes bordejam as depressões paleolagunares. O solo é inundável na época de chuvas e apresenta microcanais de drenagem e montículos de solo emerso com camada superficial de matéria orgânica humificada, variando de 20 cm a mais de 1 metro de profundidade, podendo ocorrer lentes de material argiloso. Nas áreas inundadas por períodos mais curtos, a floresta possui dossel de fechado a aberto e altura em torno de 15 a 17 metros, com emergentes de até 27 m. Nos trechos inundados por períodos mais longos, a floresta é baixa, em torno dos 6 metros, com indivíduos bastante ramificados, dossel aberto, estratos pouco definidos e presença de espécies arbóreas higrófilas. Entre as espécies mais características destacam-se embiruçu (*Eriotheca pentaphylla*, (Vell.) A.Robyns), maçaranduba (*Manilkara subsericea* (Mart.) Dubard), jueirana (*Albizia pedicellaris* (DC.) L.Rico) e bacupari (*Garcinia gardneriana* (Planch. & Triana) Zappi).
- **Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre herbácea (comunidades aluviais):** vegetação arbustiva ou herbácea na planície de inundação (várzeas) ou em depressões alagáveis próximas de rios, muitas vezes ocupando meandros abandonados, sendo um dos melhores exemplos as ilhas de vegetação herbáceas ao

longo do Rio Ribeira de Iguape, comumente ocupadas por gramínea popularmente conhecida como cana-flecha (*Gynerium sagittatum* (Aubl.) P.Beauv.).

3.3.3. Fauna

As florestas da planície litorânea do Sudeste caracterizam-se pela concentração de espécies endêmicas ao bioma Mata Atlântica de diversos grupos de animais, e como apresentam um longo histórico de desmatamento e degradação de habitats por ação humana, também é elevado o número de espécies ameaçadas de extinção nessas matas.

Em São Paulo, considerando a intersecção entre endemismo e ameaça de extinção, cabe destacar a presença de peixes dos gêneros *Atlantirivulus*, *Campellolebias* e *Leptopanchax*. Esses peixes são habitantes exclusivos de poças d'água temporárias existentes no interior de florestas, bem como em canais de drenagem natural e/ou artificiais, localizados na borda da floresta ou em florestas periodicamente ou permanentemente inundadas. Espécies dos dois últimos gêneros são “anuais”, ou seja, as fêmeas desovam ao final da estação chuvosa e os adultos morrem quando as poças secam. Os ovos permanecem enterrados na lama do fundo da poça e os alevinos eclodem na próxima estação chuvosa. Esses peixinhos estão ameaçados pelo desmatamento, drenagem e poluição dos cursos d'água, principalmente devido à urbanização desordenada do litoral, e em menor escala pela captura, pois são apreciados como peixes de aquário (Menezes *et al.*, 2007).

Entre a diversa assembleia de anfíbios dessas formações, destacam-se as pererecas-de-capacete *Nyctimantis bokermanni* (Pombal, 1993) e *Nyctimantis brunoi* (Miranda-Ribeiro, 1920), que se abrigam no interior das bromeliáceas que abundam nessas florestas, bloqueando a roseta central dessas plantas com seu crânio bem ossificado e com pele rica em glândulas de veneno que detém o ataque de predadores (Jared *et al.*, 2015). São espécies que se substituem geograficamente, com *N. bokermanni* ocorrendo entre Itanhaém e o nordeste de Santa Catarina e *N. brunoi* entre Ubatuba e o litoral do Espírito Santo e leste de Minas Gerais (Frost, 2023).

Três espécies de aves ameaçadas de extinção no estado de São Paulo representam a avifauna das florestas de planície litorânea: o papagaio-de-cara-roxa *Amazona brasiliensis* (Linnaeus 1758), a maria-da-restinga *Phylloscartes kronei* Willis & Oniki, 1992 e a saíra-sapuçaia *Stilpnia peruviana* (Desmarest, 1806). O carismático mico-leão-da-cara-preta *Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990, é endêmico dessas florestas e atualmente está restrito ao sul do município de Cananeia, região do Ariri, e Guaraqueçaba e Ilha do Superagui, no Paraná.

Como nas demais formações florestais, animais desempenham os papéis de polinizadores e dispersores de sementes para a maioria das espécies vegetais locais. Entre os polinizadores pode-se destacar o pequeno beija-flor rabo-branco-rubro *Phaethornis ruber* (Linnaeus, 1758) e entre os dispersores o tucano-de-bico-preto *Ramphastos vitellinus ariel* (Vigors, 1826), e os morcegos dos gêneros *Artibeus* e *Platyrrhinus*, que são os principais disseminadores do guanandi (Marques & Fischer, 2009).

3.3.4 Espécies importantes para a conservação

3.3.4.1 Espécies em risco de extinção

Assim como os brejos de restinga e florestas paludosas, as florestas alagáveis e comunidades aluviais abrigam populações de *Euterpe edulis* (palmito-jussara), espécie vulnerável à extinção em escala nacional. Áreas permanentemente alagadas são caracterizadas pela abundância de *Tabebuia cassinoides* (caixeta ou pau-de-tamanco), em perigo de extinção em escala nacional. Planos de manejo realizados nas Unidades de Conservação do litoral paulista apontam dezenas de espécies de fauna ameaçadas de extinção. Seguem alguns exemplos de espécies em perigo: Lambari-da-restinga *Rachoviscus crassiceps* Myers, 1926 – EN, Piquira-da-restinga *Spintherobolus broccae* Myers, 1925 – EN, Piquira-do-ribeira *Spintherobolus leptoura* Weitzman & Malabarba, 1999 – EN, Peixe-anual-do-ribeira *Campellolebias dorsimaculatus* Costa, Lacerda & Brasil, 1989 – CR, Peixe-anual-de-Iguape *Leptopanchax aureoguttatus* (da Cruz, 1974) – EN, Peixe-anual-de-Itanhaém *Leptopanchax itanhaensis* Costa, 2008 – CR, Mico-leão-da-cara-preta *Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990 – EN.

3.3.4.2 Espécies invasoras

Frutíferas como a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* Lam.), o jambeiro (*Syzygium jambos* (L.) Alston) e a goiabeira (*Psidium guajava* L.) são comuns próximas às residências. O paisagismo nos condomínios e orlas das praias são a fonte do chapéu-de-sol (*Terminalia catappa* L.), da casuarina (*Casuarina equisetifolia* L.) e da palmeira-real (*Archontophoenix cunninghamiana* (H.Wendl.) H.Wendl. & Drude). Entre as ervas, destaque para maria-sem-vergonha (*Impatiens walleriana* Hook.f.), espada-de-são-jorge (*Sansevieria trifasciata* Prain), banana-flor (*Musa ornata* Roxb) e gramíneas africanas (*Melinis minutiflora* P.Beauv. e *Urochloa* spp.). Dentre todas, lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J.Koenig) é a de maior ameaça, pois ocupa beira de caminhos, margens de ferrovias e áreas úmidas sob linhas de transmissão elétrica, dispersando propágulos para áreas naturais.

3.3.5 Problemas, ameaças para a conservação e desafios para o manejo

São os mesmos já relatados para as florestas paludosas e brejos de restinga.

3.4 Campos úmidos em morros e montanhas e matas de brejo na Mata Atlântica de interior (M4)

3.4.1 Tipo de área úmida predominante

Tipo de área úmida conforme o Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras:

Origem: Natural

Sistema: AUs interiores

Subsistema: AUs com nível de água relativamente estável

Classe: Áreas pantanosas com vegetação herbácea mista

Subclasse: Turfeiras tropicais e subtropicais de montanhas

Macro-hábitat: Campos úmidos em morros e montanhas

Classe: AUs florestadas pantanosas

Subclasse: Florestas mistas

Macro-hábitat: Matas de brejo na Mata Atlântica de interior

Tipo de área úmida conforme a Convenção de Ramsar:

U – Turfeiras não florestais; inclui pântanos abertos ou arbustivos, brejos, charcos.

Xf – Zonas úmidas de água doce dominadas por árvores; inclui brejos florestais de águas doces, florestas sazonalmente inundadas, florestas pantanosas em solos inorgânicos.

3.4.2 Definição e localização

Situado nas AUs Interiores, engloba dois macro-habitats: a) campos úmidos em morros e montanhas; b) Matas de brejo na Mata Atlântica (Tabela 1, Figuras 9 e 10).

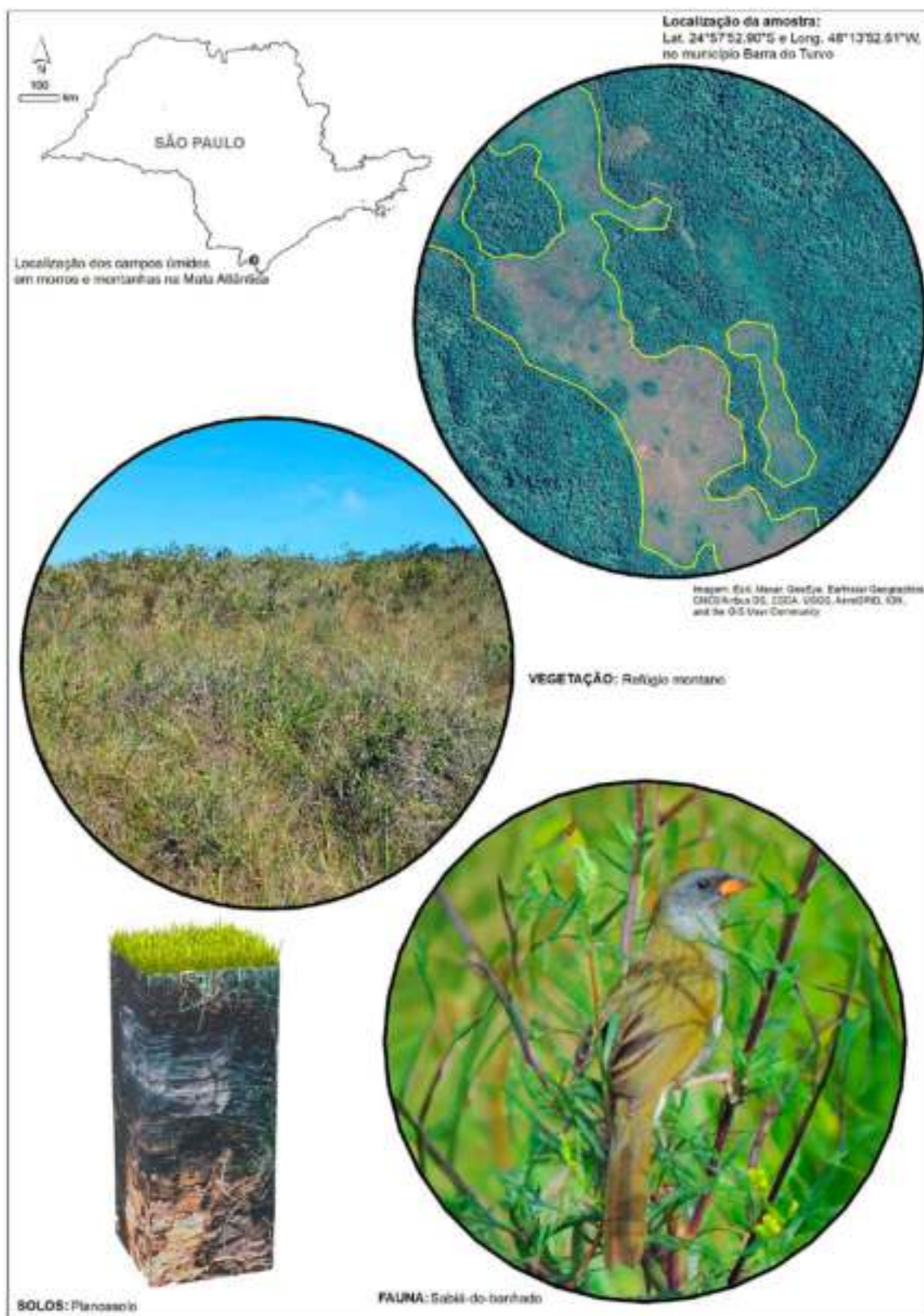


Figura 9. Macro-habitat de campo úmido em morros e montanhas na Mata Atlântica: localização no território paulista e exemplos de cobertura vegetal, tipo de solo, vegetação e fauna características.

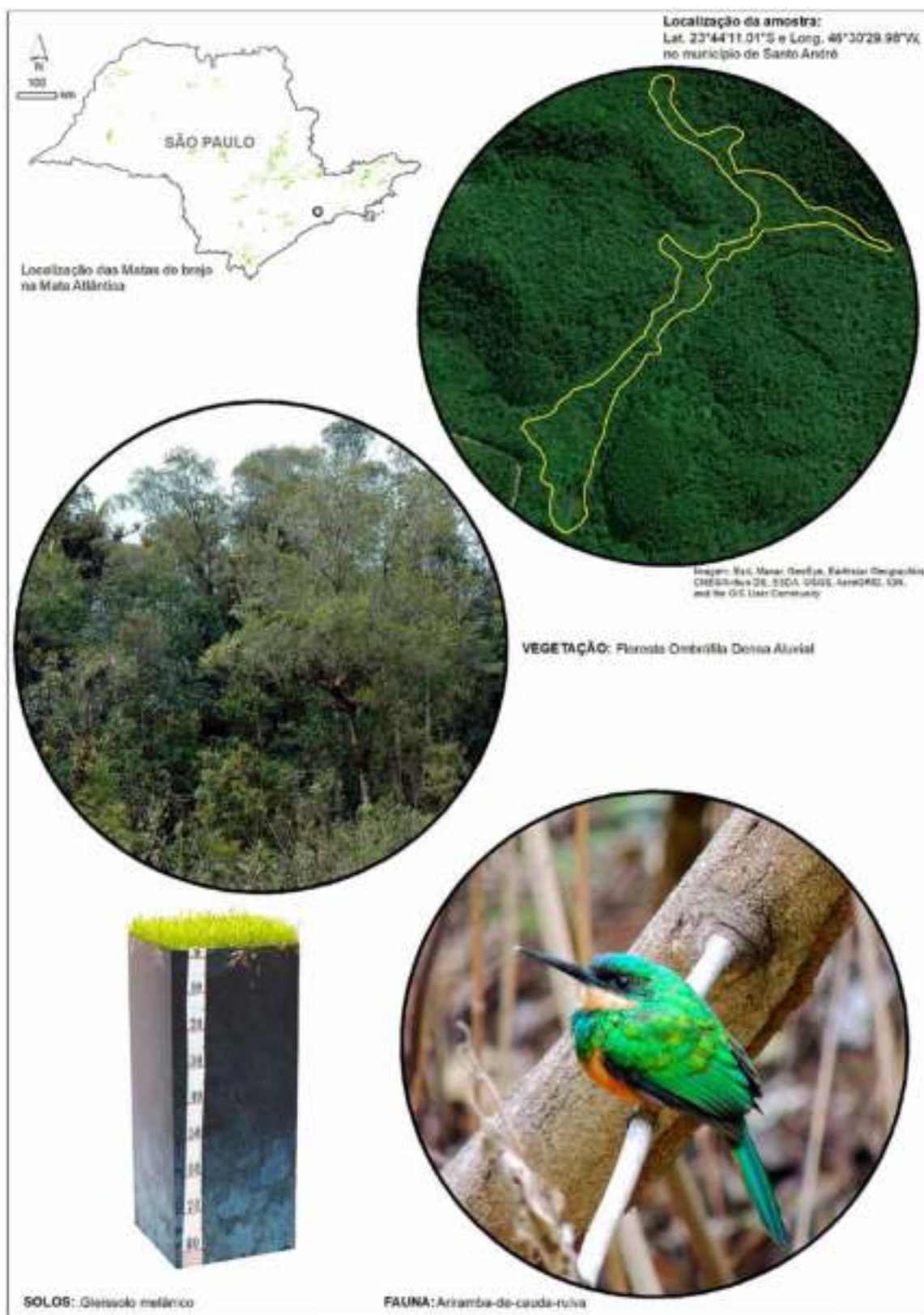


Figura 10. Macro-habitat de mata de brejo na Mata Atlântica de interior: localização no território paulista e exemplos de cobertura vegetal, tipo de solo, vegetação e fauna características.

3.4.3 Descrição do Macro-habitat

3.4.3.1. Solos

As florestas e campos úmidos na Mata Atlântica interior são as áreas que envolvem o bioma Mata Atlântica e encontram-se em relevos de planícies fluviais, fluvicoluviais e planícies de inundação ao longo das drenagens, com ocorrência de turfeiras. Compreendem as categorias de vegetação, incluindo áreas permanentemente cobertas com água, em ambiente de floresta ombrófila densa e de turfeiras.

De forma geral, os solos são mal a muito mal drenados, considerados hidromórficos, permanente ou periodicamente saturados por água, ou seja, flutuação do lençol freático, aflorante ou subaflorante, expresso por forte gleização. Tais solos podem ser artificialmente drenados. Normalmente são compostos por sedimentos variados, arenosos, arenoargilosos e argilosos, associados a solos com acumulações orgânicas expressivas, geralmente passando de um metro de profundidade. Caracterizam-se por colorações neutras, esmaecidas ou pálidas, como acinzentadas, esverdeadas, azuladas e pretas. Nesses ambientes ocorrem basicamente cinco ordens de solos principais, os Gleissolos (Háplicos, Melânicos), Neossolos (Flúvicos, Quartzarênicos), Cambissolos (Flúvicos ou mal drenados), Argissolo (Amarelo em áreas de surgência) e Planossolos (Háplicos), que são solos minerais e os Organossolos (Háplicos) que são compostos por material orgânico acumulado.

Os solos que ocorrem nesses macro-habitats foram compilados do mapeamento pedológico de Rossi (2017) e Rossi e Kanashiro (2022) e compõem as unidades descritas no apêndice (GX2,9,12, GM3, OX4, SX4).

1. Campos úmidos em morros e montanhas na Mata Atlântica - compreendem as unidades de solos OX4, SX4, GX12, ocorrem na planície fluvial e planície de inundação. Os solos SX4 predominam nesses locais, seguidos pelos solos OX4.
2. Matas de brejo, compreendem as unidades de solos GX2,9, GM3, ocorrem na planície fluvial e secundariamente planície fluvicoluvial. Dominam os solos GX2 e secundariamente GM3.

3.4.3.2 Vegetação

Os refúgios vegetacionais representam áreas de contato entre duas ou mais regiões fitoecológicas. No entanto, o contato ocorre na forma de um enclave, no qual cada mosaico de vegetação guarda a sua identidade florística e fisionômica sem se misturar, permitindo a definição da formação dominante. Os campos úmidos nos morros e montanhas da Mata Atlântica destacam-se como enclaves campestres a arbustivos em meio à Floresta Ombrófila Densa. Essa vegetação mais aberta é frequente nos topos de morros do Complexo Serra de Paranapiacaba/Serra do Mar, em função das condições de solo raso, da maior variação diuturna da temperatura e umidade, presença constante de neblina e da exposição ao vento (Barros *et al.*, 1991; Garcia & Pirani, 2005). Em trechos de solo pedregoso e coberto por espessa camada de líquens e musgos, a vegetação arbustiva é densa e corresponde ao que Barros *et al.* (1991) descrevem como “escrube montano” ou

“campo montano arbustivo” pelo sistema de Eiten (1970). Usualmente essa vegetação ocorre como encrave numa matriz de floresta nebular, apresentando arvoretas e arbustos anãos isolados em meio às ervas. Quando presente entre as cotas de 400 e 1.000 m de altitude recebem o nome de Refúgio Vegetacional Montano e, quando superior à cota de 1.000 m, de Refúgio Vegetacional Altomontano (IBGE, 2012).

No Vale do Ribeira destaca-se, pela sua extensão, a presença de um encrave de formação campestre localmente denominado “Campo do Veludo”, devido à abundância do musgo *Sphagnum* sp, conhecido popularmente como veludo. Essa fisionomia foi descrita e classificada por Schacht (2016) como “Enclave de vegetação nanificada sobre Quartzito”. Não se trata de um campo sobre topo de morro, pois situa-se na parte mais baixa do relevo, aos pés do conjunto da Serra do Cadeado, numa pequena planície, a cerca de 680m de altitude. Segundo Schacht (2016), essa vegetação campestre deriva de uma condição edáfica, pois os baixos valores de pH e a elevada acidez por alumínio interferem no funcionamento e desenvolvimento de espécies arbóreas, que se apresentam nanificadas devido à oligotrofia, associada às limitações impostas pela matriz rochosa de Quartzito. Campos similares também foram registrados no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Padre Dória, mas ocupando áreas diminutas a cerca de 800m de altitude.

Matas de brejo, matas higrófilas, florestas paludosas ou paludícolas estão sujeitas à presença d’água no solo em caráter quase permanente. Essa umidade do solo contribui para a seletividade das espécies ocorrentes nessa formação, relacionada à adaptabilidade fisiológica das plantas para resistir à saturação hídrica. Localizam-se em terrenos com microrrelevo irregular, caracterizado por pequenas e numerosas elevações (“morrotes”, “montículos”) de dimensões que variam entre 0,20 cm e 0,50 cm de altura e 0,5 m a 2,0 m de diâmetro, aproximadamente. Essas elevações microtopográficas constituem as porções emersas do terreno, onde se estabelece a maioria dos indivíduos arbóreos. Numerosos canais naturais de drenagem circundam essas elevações e escoam a água para as cotas topográficas mais baixas do relevo. Nas matas de brejo do interior são muito frequentes as mesmas espécies arbóreas observadas em áreas paludosas litorâneas, como o guanandi (*Calophyllum brasiliense* Cambess.), almecegueiro (*Protium spruceanum* (Benth.) Engl.), pinho-bravo (*Podocarpus sellowii* Klotzsch ex Endl.) e pinha-do-brejo (*Magnolia ovata* (A.St.-Hil.) Spreng.).

3.4.3.3 Fauna

Como as demais florestas tropicais, as matas de brejo são áreas de elevada riqueza de espécies e diversidade filogenética e ecológica. Compartilham a maior parte da sua fauna com as florestas de interflúvio contíguas. Espécies de animais típicas geralmente são as que utilizam os corpos d’água como fontes de recursos ou que se alimentam exclusivamente de espécies vegetais restritas a essas formações, como insetos fitófagos, insetos cujas ninfas ou larvas são aquáticas como as libélulas e os plecópteros, e espécies semiaquáticas que forrageiam principalmente nos riachos, como a cuíca-d’água

Chironectes minimus (Zimmermann, 1780), único marsupial com essa ecologia. Por outro lado, vários habitantes dos rios e riachos dependem, para sua alimentação, de recursos vindos da floresta, como folhas, frutos e insetos, podendo ser citados lambaris de diversos gêneros. Já os refúgios compartilham espécies com os campos úmidos no bioma Cerrado, podendo ser citadas entre as aves o tico-tico-do-banhado *Donacospiza albifrons* (Vieillot, 1817) e o canário-do-brejo *Emberizoides ypiranganus* (Ihering & Ihering, 1907).

3.4.4 Espécies importantes para a conservação

3.4.4.1 Espécies em risco de extinção

As matas de brejo abrigam as populações remanescentes do palmito-jussara (*Euterpe edulis*) em áreas interioranas, espécie vulnerável à extinção em escala nacional. *Chusquea attenuata* (Döll) L.G. Clark é uma planta bambusoide endêmica no Brasil e que ocorre em áreas de ecótono entre florestas nebulares e campos de altitude. Já *Xyris rigida* Kunth e *Xyris vacillans* Malme são características dos campos úmidos dessas formações.

Na fauna podemos relacionar entre as espécies ameaçadas de extinção no Brasil para essas florestas a maria-leque-do-sudeste *Onychorhynchus swainsoni* Swainson, 1821 e o mico-leão-preto *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823).

3.4.4.2 Espécies invasoras

Áreas degradadas de matas de brejo na Mata Atlântica podem ser invadidas por lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J.Koenig.). Já os campos úmidos em montanhas são invadidos por espécies de pinus (*Pinus* spp.).

3.4.5 Problemas, ameaças para a conservação e desafios para o manejo

A silvicultura de pinus em áreas próximas aos refúgios campestres são a principal ameaça a essas áreas úmidas, devido ao potencial invasor da espécie exótica em áreas naturais abertas.

3.5 Campos úmidos no Cerrado (M5)

3.5.1 Tipo de área úmida predominante

Tipo de área úmida conforme o Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras:

Origem: Natural

Sistema: AUs interiores

Subsistema: AUs com nível de água relativamente estável

Subclasse: Veredas

Macro-hábitat: Veredas no Cerrado (Campo úmido com buritis)

Macro-hábitat: Campos úmidos no Cerrado (Campo úmido sem buritis)

Tipo de área úmida conforme a Convenção de Ramsar:

U – Turfeiras não-florestais; inclui pântanos abertos ou arbustivos, brejos, charcos

3.5.2 Definição e localização

Situado nas AUs Interiores, engloba dois macro-habitats: a) Veredas no Cerrado, e b) Campos úmidos no Cerrado (Tabela 1, Figura 11).

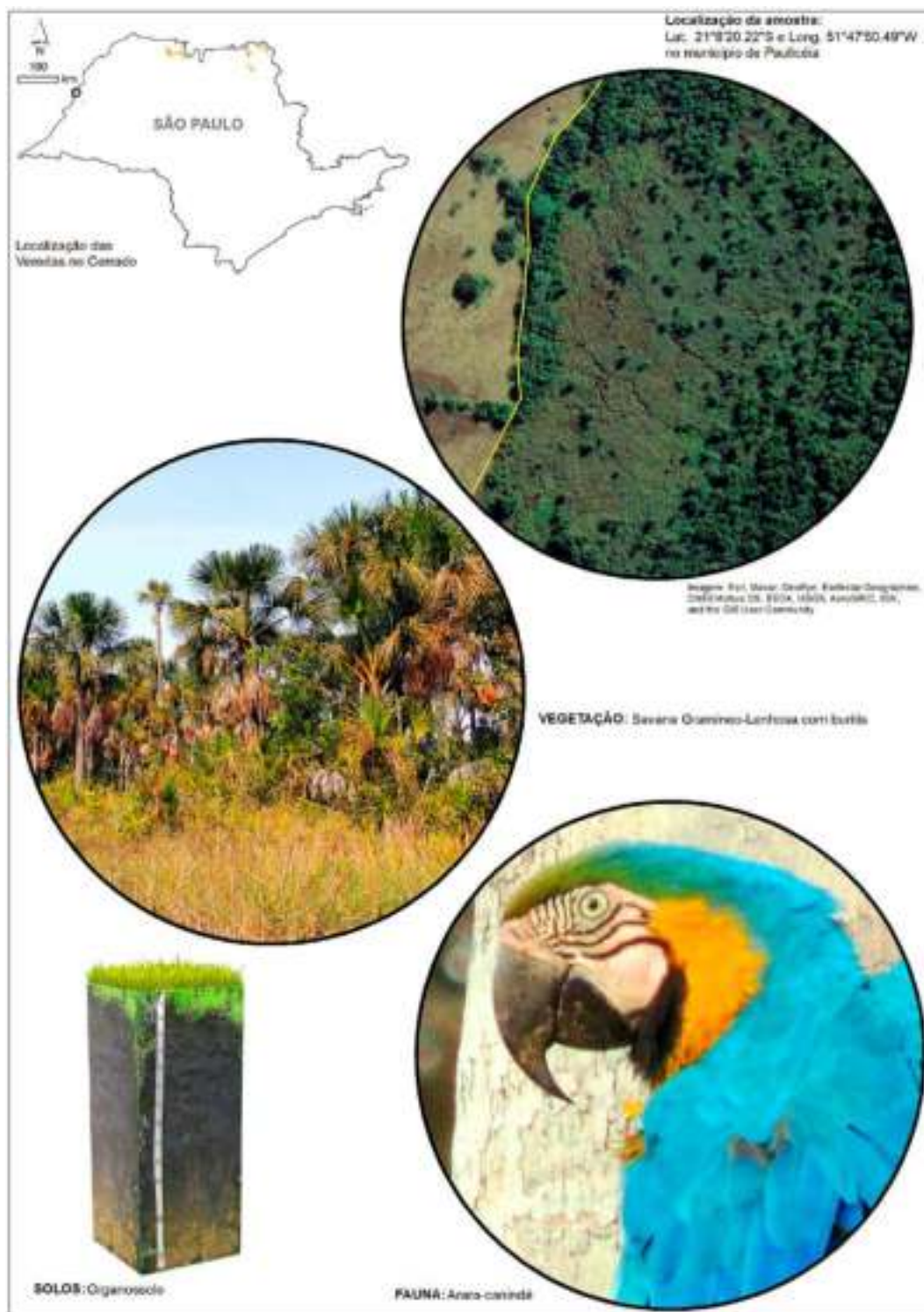


Figura 11. Macro-habitat Vereda no Cerrado: localização no território paulista e exemplos de cobertura vegetal, tipo de solo, vegetação e fauna características.

3.5.3 Descrição do Macro-habitat

3.5.3.1 Solos

As veredas e campos úmidos do Cerrado encontram-se associados aos relevos de planícies e terraços fluviais de inundação. Compreendem áreas permanentemente cobertas com água, formando áreas alagadas em suas regiões de ocorrência. Sua ocorrência está associada à surgência do lençol subterrâneo de água (nível da superfície freática), portanto está presente somente em solos com condições de hidromorfismo, cuja cor, textura e composição têm relação direta com condições de encharcamento contínuo.

De forma geral, os solos são mal a muito mal drenados, considerados hidromórficos, permanente ou periodicamente saturados por água, ou seja, flutuação do lençol freático, aflorante ou subaflorante, expresso por forte gleização. Tais solos podem ser artificialmente drenados. Normalmente são compostos por sedimentos variados, arenosos, arenoargilosos e argilosos, associados a solos com acumulações orgânicas expressivas, geralmente passando de um metro de profundidade. Caracterizam-se por colorações neutras, esmaecidas ou pálidas, como acinzentadas, esverdeadas, azuladas e pretas. Nesses ambientes ocorrem basicamente cinco ordens de solos principais, os Gleissolos (Háplicos, Melânicos), Neossolos (Flúvicos, Quartzarênicos), Cambissolos (Flúvicos ou mal drenados), Argissolo (Amarelo em áreas de surgência) e Planossolos (Háplicos), que são solos minerais e os Organossolos (Háplicos), que são compostos por material orgânico acumulado.

Os solos que ocorrem nesse habitat foram compilados do mapeamento pedológico de Rossi (2017) e Rossi e Kanashiro (2022) e compõem as unidades descritas no apêndice (GX1,2,3,5,6,7,9,11,12,13, RQ1,9, OX1,3, PA1,5,6, RL25).

As Veredas e Campos úmidos do Cerrado compreendem as unidades de solos GX1,2,3,5,6,9,11, dominando o GX5 e secundariamente o GX11. Ocorrem na planície fluvial em relevo de colinas.

3.5.3.2 Vegetação

Campos úmidos se traduzem como fisionomias campestres, de caráter estritamente herbáceo-subarbusivo, que se estabelecem em solos temporária ou permanentemente encharcados, devido ao afloramento do lençol freático associado à deficiência de drenagem. Embora essas zonas úmidas de água doce não sejam dominadas por árvores, optamos por mantê-las junto às matas de galeria pela dificuldade em dissociá-las dessa paisagem, cujo ecótono é dinâmico. A ausência de palmeiras na paisagem as descaracteriza como vereda típica, motivo pelo qual optamos por manter essas áreas campestres associadas à vegetação florestal do entorno na mesma tipologia de área úmida.

A Vereda é caracterizada pela presença de um campo úmido com palmeiras (5 a 10% de cobertura), portanto condicionada à ocorrência de áreas com lençol freático elevado (Savana Gramíneo-Lenhosa com palmeiras) no domínio do Cerrado. Já a Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (Lei de Proteção da Vegetação Nativa), define Vereda como uma fitofisionomia de savana, encontrada em solos hidromórficos, usualmente

com palmeiras em meio a agrupamentos de espécies arbustivas e herbáceas. Portanto, para fins dessa lei, o conceito de Vereda aplica-se a qualquer Savana Gramíneo-Lenhosa sobre solos hidromórficos, quer ocorram palmeiras ou não.

As veredas paulistas restringem-se às áreas mapeadas como Savana Gramíneo-Lenhosa (Nalon *al.*, 2022) situadas sobre solos hidromórficos mapeados por Rossi (2017). É comum a ocorrência desses campos úmidos no entorno das matas de galeria (Floresta Estacional Semidecidual Aluvial), considerada por Carvalho (1991) o quarto estágio de uma vereda. Ocorrendo em áreas diminutas e naturalmente fragmentadas, somente são mapeáveis em escala ultradetalhada, motivo pelo qual grande parte delas foi incluída junto às áreas úmidas que compõem a unidade campo úmido e floresta de galeria do interior paulista.

Desse modo, além de considerarmos adequado o emprego do termo vereda para os campos úmidos paulistas associados às matas de galeria, destacamos como área úmida mapeável como vereda o trecho situado na porção norte do território, no qual os campos úmidos estão associados à presença de palmeiras, no caso, o buriti (*Mauritia flexuosa* L.f.), e áreas situadas a leste na planície do Rio Paraná.

Campos úmidos e veredas apresentam espécies com distribuição restrita, e que podem atuar como indicadora desses ambientes, tais como *Rhynchospora albiceps* Kunth, *R. globosa* (Kunth) Roem. & Schult., *R. rugosa* (Vahl) Gale e *Syngonanthus densiflorus* (Körn.) Ruhland. Cyperaceae, Eriocaulaceae e Xyridaceae são famílias com alta riqueza nesses ambientes (Tannus & Assis, 2004; Souza & Lombardi, 2016).

3.5.3.3 Fauna

Das áreas úmidas de São Paulo, a vereda é a menos produtiva para a fauna. Predominam espécies granívoras e insetívoras, ou que combinam ambos os itens, como é o caso dos roedores mais frequentes. Por outro lado, é a comunidade mais ameaçada de desaparecer no estado, restando fragmentos pequenos e geralmente degradados, que apresentam extinções locais das espécies mais características.

A fauna das veredas é em grande parte compartilhada com os campos limpos como um todo, sendo esse o caso da maioria das espécies ameaçadas citadas acima. Entre as espécies típicas podem ser citados o rato-da-vereda *Oxymycterus delator* (Thomas, 1903), o rato-do-campo-úmido *Pseudoryzomys simplex* (Winge, 1887), a caiçaca ou jararaca-da-vereda *Bothrops moojeni* Hoge, 1966 e o sapinho-escavador *Proceratophrys morato* Jim & Caramaschi, 1980. Esses ecossistemas são importantes locais de parada migratória de caboclinhos *Sporophila* spp., que se reproduzem no bioma Pampa e migram para áreas do Cerrado durante o inverno.

É interessante destacar que três espécies de aves que originalmente estavam associadas aos buritis expandiram sua distribuição geográfica no estado, utilizando inclusive palmeiras em áreas urbanas como fontes de alimento e locais de nidificação. São elas o andorinhão-do-buriti *Tachornis squamata* (Cassin, 1853), a maracanã-do-buriti *Orthopittaca manilatus* (Boddaert, 1783) e a arara-canindé *Ara ararauna* (Linnaeus, 1758).

3.5.4 Espécies importantes para a conservação

3.5.4.1 Espécies em risco de extinção

Nas áreas campestres, *Xyris rigida* Kunth (CR) e *Schwenckia curviflora* Benth. (EN) estão na lista nacional de espécies em extinção. Na mesma lista, *Evolvulus fuscus* Meisn é considerada quase ameaçada (NT) e *Xyris brevifolia* Michx. apresenta dados deficientes para a classificação (DD).

Considerando a lista de espécies da flora em risco de extinção no estado de São Paulo, também estão ameaçadas *Echinodorus paniculatus* Micheli, *Galium equisetoides* (Cham. & Schltdl.) Standl, *Andropogon hypogynus* Hack., *Mandevilla tenuifolia* (J.C. Mikan) Woodson, *Rhynchanthera ursina* Naudin e *Rhynchanthera verbenoides* Cham.

São vertebrados em risco de extinção com ocorrência em campos úmidos: lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815), sanã-de-cara-ruiva *Laterallus xenopterus* Conover, 1934, galito *Alectrurus tricolor* (Vieillot, 1816), tico-tico-de-máscara-negra *Coryphaspiza melanotis* (Temminck, 1822), caboclinho-de-papo-branco *Sporophila palustris* (Barrows, 1883), caboclinho-de-barriga-preta *Sporophila melanogaster* (Pelzeln, 1870) e bicudo *Sporophila maximiliani* (Cabanis, 1851).

3.5.4.2 Espécies invasoras

Os campos úmidos e veredas são invadidos por espécies de pinus (*Pinus* spp.) e por braquiária (*Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga).

3.5.5 Problemas, ameaças para a conservação e desafios para o manejo

Devido à prática de drenagem para o uso agrícola, o nível dos lençóis freáticos vem sofrendo rebaixamento, sendo contaminados pelo uso indiscriminado de pesticidas e fertilizantes, e pelo despejo de esgotos, além dos distúrbios causados na vegetação original devido à significativa presença de plantas invasoras (Sousa & Lombardi, 2016; Pilon *al.*, 2017). Outras ameaças incluem a conversão para uso agropecuário e a substituição por plantações florestais.

Já o tamanho reduzido dos remanescentes de vereda aumenta o efeito de borda. Embora naturalmente fragmentado pela ocorrência restrita a solos hidromórficos, depende de polinizadores e dispersores existentes na paisagem para a manutenção das populações arbóreas, em geral alógamas e zoocóricas. Mantidas isoladas, essas populações estão sujeitas à deriva genética, ao aumento da endogamia e à diminuição do fluxo gênico.

Intervenções em cursos d'água (represamento) e a ausência de boas práticas de conservação do solo podem causar assoreamento e poluição, afetando a vegetação.

3.6 Várzeas e Minipantaneais (M6)

3.6.1 Tipo de área úmida predominante

Tipo de área úmida conforme o Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras:

Origem: Natural

Sistema: AUs interiores

Subsistema: AUs com nível de água flutuante

Ordem: AUs sujeitas a pulsos de inundação previsíveis, monomodais e de longa duração

Subordem: AUs com pulsos de amplitude alta ao longo de rios de tamanho médio

Classe: AUs ao longo dos rios de tamanho médio

Macro-hábitat: Florestas fluviais

Macro-hábitat: Comunidades aluviais

Tipo de área úmida conforme a Convenção de Ramsar:

M – Rios/riachos/córregos permanentes; inclui cachoeiras

3.6.2 Definição e localização

Situado nas Áreas Úmidas (AUs) interiores, engloba a unidade de mesmo nome (Tabela 1 e Figura 12).

Os rios de tamanho médio presentes no estado apresentam sazonalidade anual e previsível de alagamentos durante a época chuvosa (pulso monomodal), compondo extensas planícies alagáveis e um complexo de lagoas, meandros abandonados, canais, baixadas, elevações e diques marginais que, de acordo com Junk *et al.* (2015), resultam da força hidráulica, da resistência aos processos erosivos e da sedimentação dos rios durante as enchentes anuais.

As várzeas paulistas estão situadas ao longo das planícies que compõem as principais bacias hidrográficas do território: Tietê, Aguapeí-Peixe, Paraíba do Sul e São José dos Dourados e nas vertentes paulistas do Rio Grande, Rio Paranapanema e Ribeira de Iguape (Vertente litorânea). Regionalmente são conhecidos como “minipantaneais” ou “pantaninhos”. Muitos desses ecossistemas sofreram a intervenção de barragens e, como ação compensatória, parte foi convertida em áreas protegidas. Destacam-se os Parques Estaduais Aguapeí e do Peixe e as áreas de Proteção Ambiental do Tanquã-Rio Piracicaba, Ibitinga (várzeas dos rios Jacaré-Pepira e Jacaré-Guaçu) e Várzeas do Tietê.

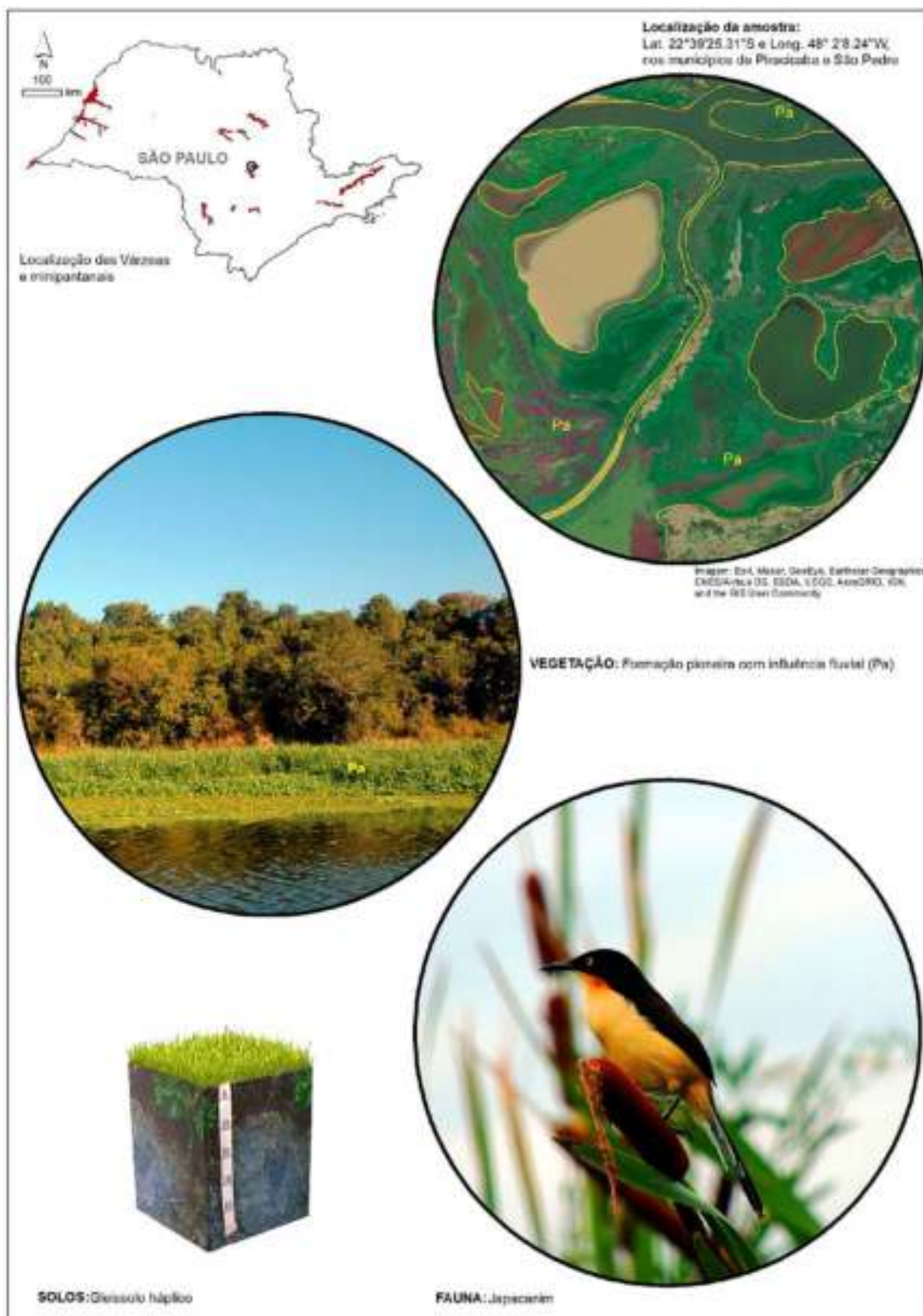


Figura 12. Paisagem úmida de Várzeas e Minipantaneais: localização no território paulista e exemplos de cobertura vegetal, tipo de solo, vegetação e fauna características.

3.6.3 Descrição do Macro-habitat

3.6.3.1 Solos

As Várzeas e minipantanaís paulistas encontram-se associadas aos relevos de planícies e terraços fluviais de inundação. Compreendem a categoria de vegetação, incluindo áreas permanentemente cobertas com água, como turfeiras (inclui matas e campos), até áreas que secam periodicamente, com formação de influência fluvial ao longo dos grandes rios que cortam o estado de São Paulo (campos e florestas aluviais), formando extensas áreas alagadas em suas regiões de ocorrência.

De forma geral, os solos são mal a muito mal drenados, considerados hidromórficos, permanente ou periodicamente saturados por água, ou seja, flutuação do lençol freático, aflorante ou subaflorante, expresso por forte gleização. Tais solos podem ser artificialmente drenados. Normalmente são compostos por sedimentos variados, arenosos, arenoargilosos e argilosos, associados a solos com acumulações orgânicas expressivas, geralmente passando de um metro de profundidade. Caracterizam-se por colorações neutras, esmaecidas ou pálidas, como acinzentadas, esverdeadas, azuladas e pretas. Nesses ambientes ocorrem basicamente cinco ordens de solos principais, os Gleissolos (Háplicos, Melânicos), Neossolos (Flúvicos, Quartzarênicos), Cambissolos (Flúvicos ou mal drenados) e Planossolos (Háplicos), que são solos minerais e os Organossolos (Háplicos), que são compostos por material orgânico acumulado.

As várzeas do interior paulista constituem as categorias de vegetação que ocorrem nas planícies fluviais e de inundação ao longo dos rios Paraná, Grande, Tietê, Aguapeí, Peixe, Paranapanema, Taquarituba, Paraíba do Sul e Mogi-Guaçu.

Os solos que ocorrem nesse habitat foram compilados do mapeamento pedológico de Rossi (2017) e Rossi e Kanashiro (2022) e compõem as unidades descritas no apêndice (CX2, GM3, GX2,9,10,11, OX2,3,4, RQ6, RY1, SX2,3,4), domina o solo GM3 e secundariamente os solos GX9 e SX2.

3.6.3.2 Vegetação

As várzeas do interior paulista restringem-se às áreas mapeadas como Formação Pioneira com influência fluvial (Nalon *et al.*, 2022) situadas sobre solos hidromórficos mapeados por Rossi (2017) e Rossi e Kanashiro (2022). Trata-se de vegetação que ocupa áreas de solo de deposição recente, ainda instáveis (IBGE, 2012), frequentes em planícies fluviais e depressões aluvionares (pântanos, lagoas e lagoas). Estão presentes desde espécies herbáceas a lenhosas de pequeno porte, a depender do substrato.

Embora as formações pioneiras com influência fluvial estejam presentes ao longo de florestas ciliares por todo o interior paulista, optamos por incluir nessa área úmida somente aquelas mapeáveis nas áreas inundáveis dos grandes rios, regionalmente conhecidos como “minipantanaís” ou “pantaninhos”. As várzeas dos cursos d’água de menor porte foram mantidas junto às áreas úmidas das florestas paludosas do interior paulista.

A vegetação aquática é bastante notável, formando bancos/massas homogêneas flutuantes que se deslocam na água, ou fixas sobre sedimentos, próximas às margens dos cursos d'água. Dentre as espécies popularmente mais conhecidas, destacam-se o aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) e a taboa (*Typha angustifolia* L.).

3.6.3.3 Fauna

Esses ecossistemas ocorrem na maior parte do estado, assim sua fauna é composta de espécies de ampla distribuição e de formas mais restritas a determinadas regiões. Por exemplo, entre as aves relacionadas à vegetação emergente, como a taboa e ciperáceas, o japacanim *Donacobius atricapilla* (Linnaeus, 1766) ocorre por todo o estado, já o bicudinho-do-brejo-paulista *Formicivora paludicola* Buzzetti, Belmonte-Lopes, Reinert, Silveira & Bornschein, 2013, é endêmico às bacias dos Altos Tietê e Paraíba do Sul, e considerado criticamente ameaçado de extinção.

Originalmente essas áreas apresentavam populações de mamíferos herbívoros de grande porte, como o cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) e a capivara *Hydrochoerus hydrochaeris* (Linnaeus, 1766), que interferiam na diversidade da vegetação por meio do consumo da biomassa e do pisoteio.

As aves aquáticas são diversas e conspícuas nesses habitats, incluindo vários grupos ecológicos. Há espécies que consomem a vegetação, como a anhuma *Anhima cornuta* (Linnaeus, 1766); as que filtram algas e plâncton, como os diversos marrecos; consumidoras de sementes, como espécies de *Sporophila*; as que se alimentam de invertebrados que habitam o substrato lamoso, como os maçaricos e tresquiornítídeos; dois especialistas em caramujos do gênero *Pomacea*, o carão *Aramus guarauna* (Linnaeus, 1766) e o gavião-caramujeiro *Rostrhamus sociabilis* (Vieillot, 1817); insetívoros, como vários passeriformes; onívoros, como as saracuras; e o grupo que apresenta maior número de espécies, que é o dos consumidores de peixes e inclui o biguá *Nannopterum brasilianum* (Gmelin, 1789), biguatinga *Anhinga anhinga* (Linnaeus, 1766), tuiuiú *Jabiru mycteria* (Lichtenstein, 1819), cabeça-seca *Mycteria americana* Linnaeus, 1758, gavião-belo *Busarellus nigricollis* (Latham, 1790), garças e martins-pescadores.

As várzeas são áreas importantes de alimentação e descanso de aves migratórias que se reproduzem na América do Norte, como as batuíras, maçaricos, a águia-pescadora *Pandion haliaetus* (Linnaeus, 1758) e a andorinha-de-bando *Hirundo rustica* Linnaeus, 1758.

Outros piscívoros são a ariranha *Pteronura brasiliensis* (Gmelin, 1788), considerada regionalmente extinta no estado de São Paulo, a lontra *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818), o jacaré-de-papo-amarelo *Caiman latirostris* (Daudin, 1802) e o jacaré-paguá ou jacaré-coroa *Paleosuchus palpebrosus* (Cuvier, 1807). A sucuri *Eunectes murinus* (Linnaeus, 1758) é outra espécie icônica dessa formação e um predador de topo de cadeia.

3.6.4 Espécies importantes para a conservação

3.6.4.1 Espécies em risco de extinção

- Bicudinho-do-brejo-paulista *Formicivora paludicola* Buzzetti, Belmonte-Lopes, Reibert, Silveira & Bornschein, 2013 - CR – criticamente em perigo;
- Ariranha *Pteronura brasiliensis* (Gmelin, 1788) VU vulnerável;
- Cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) - VU – vulnerável.

3.6.4.2 Espécies invasoras

Em várzeas degradadas frequentemente são encontradas as espécies invasoras *Hedychium coronarium* J.Koenig (lírio-do-brejo), *Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga (braquiária- humidícola, quicuí) e *Coix lacrima-jobi* L. (lágrima-de-cristo).

3.6.5 Problemas, ameaças para a conservação e desafios para o manejo

Intervenções em cursos d'água (represamento) e a ausência de boas práticas de conservação do solo podem causar assoreamento e poluição, afetando a vegetação. A poluição dos recursos hídricos deriva da carga de nutrientes (fósforo, nitrogênio, potássio do esterco), hormônios, metais pesados e patógenos carregados para o leito dos rios pela lixiviação do solo. O pastoreio ou o uso das várzeas para a dessedentação do gado é responsável pela disseminação de gramíneas invasoras e pelo agravamento dos processos de compactação e erosão das várzeas.

3.7 Matas ripárias e comunidades aluviais na Mata Atlântica (M7)

3.7.1 Tipo de área úmida predominante

Tipo de área úmida conforme o Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras:

Sistema: AUs interiores

Subsistema: AUs com nível de água flutuante

Ordem: AUs sujeitas a pulsos polimodais, imprevisíveis de curta duração

Classe: AUs ripárias ao longo de riachos (1 – 5ª ordem fluvial)

Subclasse: Riachos na Mata Atlântica

Macro-habitat: Matas ripárias

Macro-habitat: Comunidades aluviais

Tipo de área úmida conforme a Convenção de Ramsar:

Xf – Zonas úmidas de água doce dominadas por árvores; inclui brejos florestais de águas doces, florestas sazonalmente inundadas, florestas pantanosas em solos inorgânicos.

3.7.2 Definição e localização

Situado nas AUs Interiores, engloba dois macro-habitats: a) Florestas ripárias, e b) Comunidades aluviais (Tabela 1 e Figura 13) Distribuem-se pela faixa central do estado, principalmente na direção norte/sul, e ocupam áreas no entorno dos córregos e rios.

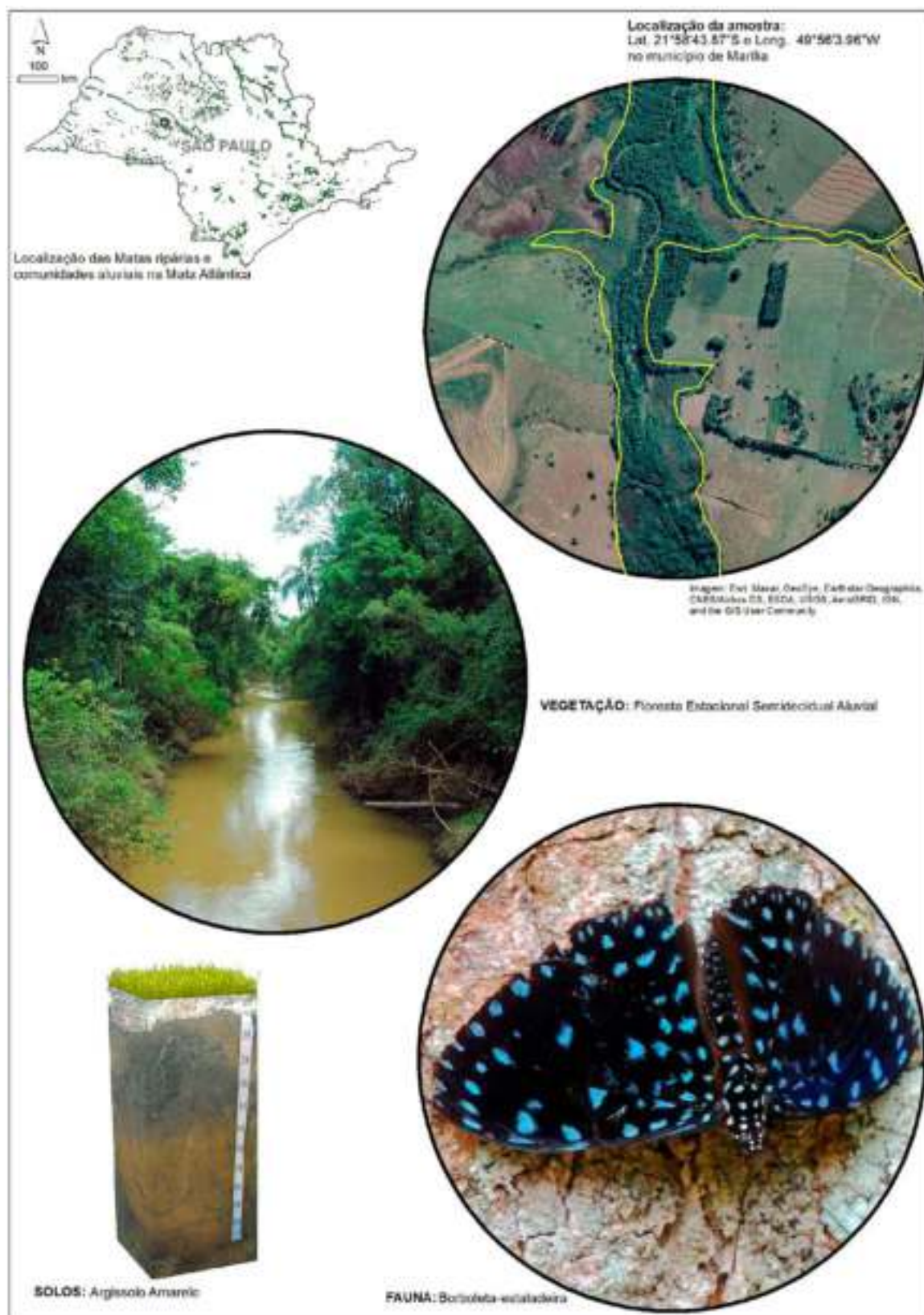


Figura 13. Macro-habitat de Matas ripárias e comunidades aluviais na Mata Atlântica: localização no território paulista e exemplos de cobertura vegetal, tipo de solo, vegetação e fauna características.

3.7.3 Descrição do macro-habitat

3.7.3.1 Solos

As Matas ripárias e comunidades aluviais na Mata Atlântica interior são as áreas que envolvem o bioma Mata Atlântica e se encontram em relevos de planícies fluviais, fluvio-coluviais e planícies de inundação ao longo das drenagens, com ocorrência de turfeiras. Compreendem as categorias de vegetação, incluindo áreas permanentemente cobertas com água, em ambiente de floresta ombrófila densa e de turfeiras.

De forma geral, os solos são mal a muito mal drenados, considerados hidromórficos, permanente ou periodicamente saturados por água, ou seja, flutuação do lençol freático, aflorante ou subaflorante, expresso por forte gleização. Tais solos podem ser artificialmente drenados. Normalmente são compostos por sedimentos variados, arenosos, arenoargilosos e argilosos, associados a solos com acumulações orgânicas expressivas, geralmente passando de um metro de profundidade. Caracterizam-se por colorações neutras, esmaecidas ou pálidas, como acinzentadas, esverdeadas, azuladas e pretas. Nesses ambientes ocorrem basicamente cinco ordens de solos principais, os Gleissolos (Háplicos, Melânicos), Neossolos (Flúvicos, Quartzarênicos), Cambissolos (Flúvicos ou mal drenados), Argissolo (Amarelo em áreas de surgência) e Planossolos (Háplicos), que são solos minerais e os Organossolos (Háplicos), que são compostos por material orgânico acumulado.

Os solos que ocorrem nesses macro-habitats foram compilados do mapeamento pedológico de Rossi (2017) e Rossi e Kanashiro (2022), e compõem as unidades descritas no apêndice (PA1,6, CX2,7,14, GM1,2,3, GX1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12, LVA11, OX2,3,4, RQ1, RY2,3, SX1,2,4).

As Matas ripárias e comunidades aluviais na Mata Atlântica interior compreendem as unidades de solos PA1,6, CX2,7,14, SX1,4, RQ1, RY2,3, GM1,2,3, GX1,2,3,4,5,6,8,9,10,11,12, dominando o GX5 e secundariamente o GX11. Ocorrem na planície fluvio-coluvial e planície fluvial, secundariamente nos terraços.

3.7.3.2 Vegetação

O termo “floresta ripária” é empregado para as florestas que ocupam os fundos de vale nos quais os interflúvios também são florestados (Rodrigues, 2004). No domínio da Mata Atlântica, enquadram-se como florestas ripárias a Floresta Ombrófila Densa Aluvial e a Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (IBGE, 2012). Com relação à Floresta Ombrófila Mista Aluvial, esta pode se apresentar tanto como floresta ripária, quando em ecótono com a Floresta Ombrófila Densa ou Estacional Semidecidual, ou como mata de galeria, quando restrita aos fundos de vale em meio aos campos de altitude que predominam nos interflúvios.

Essas florestas aluviais, sejam ombrófilas ou estacionais, situam-se sempre em áreas úmidas à margem de cursos d’água de inundação temporária. Em domínio ombrófilo são extensões das florestas aluviais já descritas para o litoral (AU2), com substituição de

espécies mais tolerantes ao clima frio, quando situadas em altitudes mais elevadas e/ou latitudes mais baixas. Em domínio estacional aumentam em proporção às espécies tolerantes a períodos de seca, mas ainda assim um conjunto de espécies comuns às florestas ombrófilas permanece, com destaque para a presença de pau-pombo (*Tapiira guianensis* Aubl.), tabucuva (*Pera glabrata* (Schott) Baill.), urucurana (*Hyeronima alchorneoides* Allemão) e canjarana (*Cabralea canjerana* (Vell.) Mart.). No sub-bosque é comum a presença de palmito-jussara (*Euterpe edulis* L.) e guaricanga (*Geonoma brevispatha* Barb.Rodr.). Nas várzeas de florestas aluviais às margens de rios é comum a deposição de sedimentos, compondo solos jovens ocupados por comunidades arbustivas e herbáceas, denominadas de formações pioneiras com influência fluvial e/ou lacustre (IBGE, 2012). Como ocupam pequenas áreas e são terrenos instáveis devido ao pulso de inundação, não foi possível o seu mapeamento em detalhe.

3.7.3.3 Fauna

Para a fauna, as florestas ripárias, assim como as matas de brejo, compartilham a maior parte da sua fauna com as florestas de interflúvio contíguas. Na fauna florestal propriamente dita, podemos citar anfíbios arborícolas que desovam em folhas de arbustos ou árvores sobre poças ou remansos de riachos, nos quais os girinos “pingam” quando eclodem dos ovos, como as pererecas-da-folhagem do gênero *Phyllomedusa*. Entre as aves insetívoras observam-se espécies forrageando sobre ou próximo ao solo, e mesmo nas rochas em meio aos riachos como a choquinha-de-garganta-pintada *Rhopias gularis* (Spix, 1825), o João-porca *Lochmias nematura* (Lichtenstein, 1823) e o pula-pula-ribeirinho *Myiothlypis rivularis* (Wied, 1821), quanto sobre a vegetação, como a maria-leque-do-sudeste *Onychorhynchus swainsoni* Swainson, 1821.

3.7.4 Espécies importantes para a conservação

3.7.4.1 Espécies em risco de extinção

As florestas ripárias na Mata Atlântica abrigam as populações remanescentes do palmito-juçara (*Euterpe edulis*) em áreas interioranas, espécie vulnerável à extinção em escala nacional.

Na fauna podemos relacionar entre as espécies ameaçadas de extinção no Brasil para essas florestas a maria-leque-do-sudeste *Onychorhynchus swainsoni* (Swainson, 1821) e o mico-leão-preto *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823).

3.7.4.2 Espécies invasoras

Áreas degradadas de florestas aluviais no interior paulista podem ser invadidas por lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J.Koenig.)

3.7.5 Problemas, ameaças para a conservação e desafios para o manejo

Assim como para outras áreas úmidas situadas ao longo de cursos d'água, qualquer intervenção (represamento) e a ausência de boas práticas de conservação do solo podem causar assoreamento e poluição, afetando a vegetação. A poluição dos recursos hídricos deriva da carga de nutrientes (fósforo, nitrogênio, potássio do esterco), hormônios, metais pesados e patógenos carregados para o leito dos rios pela lixiviação do solo.

3.8 Matas de galeria e comunidades aluviais no Cerrado (M8)

3.8.1 Tipo de área úmida predominante

Tipo de área úmida conforme o Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras:

Sistema: AUs interiores

Subsistema: AUs com nível de água flutuante

Ordem: AUs sujeitas a pulsos polimodais, imprevisíveis de curta duração

Classe: AUs ripárias ao longo de riachos (1 – 5ª ordem fluvial)

Subclasse: Riachos no Cerrado

Macro-hábitat: Matas de Galeria

Macro-hábitat: Comunidades aluviais

Tipo de área úmida conforme a Convenção de Ramsar:

Xf – Zonas úmidas de água doce dominadas por árvores; inclui brejos florestais de águas doces, florestas sazonalmente inundadas, florestas pantanosas em solos inorgânicos.

3.8.2 Definição e localização

Situado nas AUs Interiores, engloba dois macro-hábitats: a) Matas de galeria, e b) Comunidades aluviais (Tabela 1 e Figura 14).

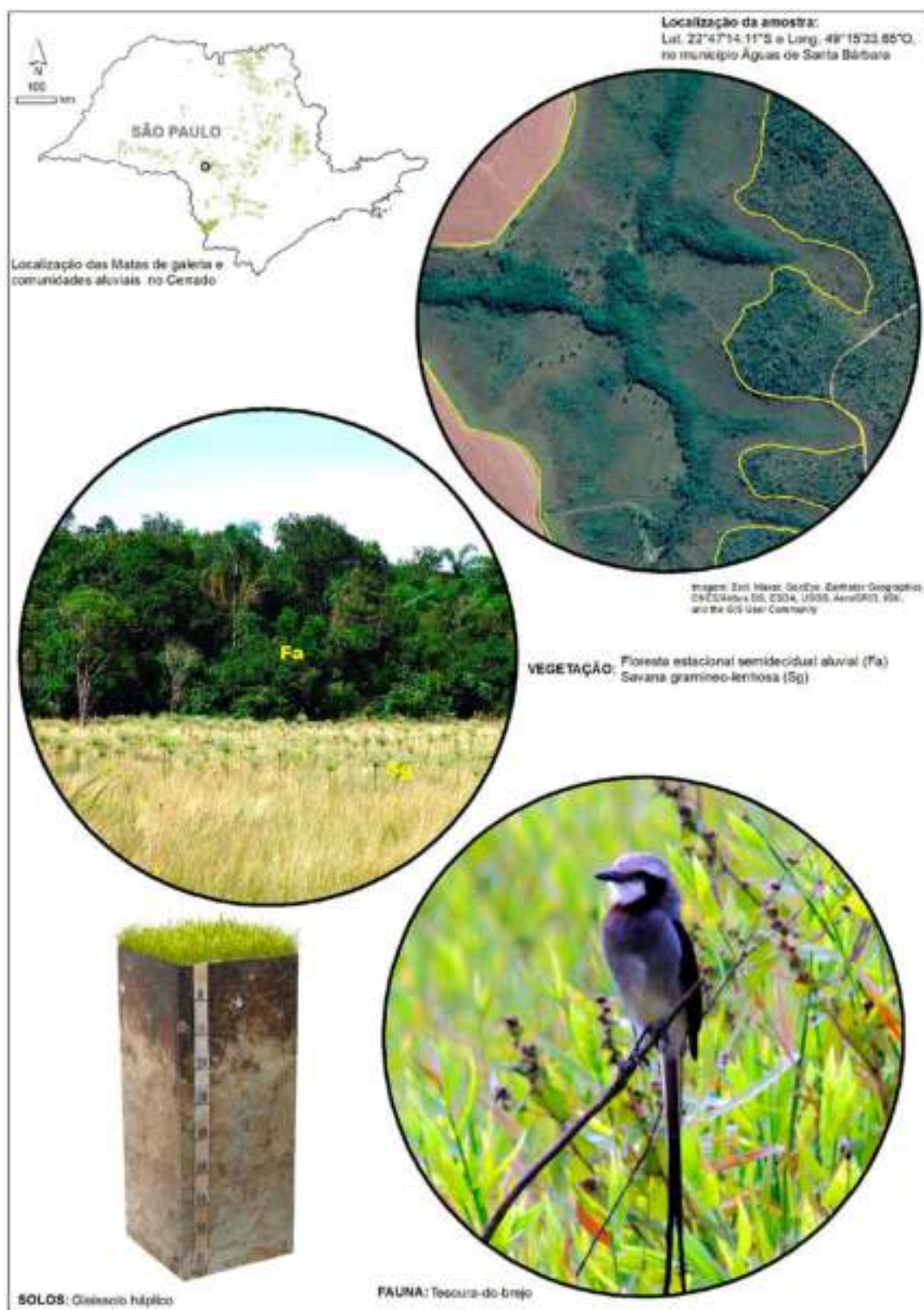


Figura 14. Macro-habitat Mata de Galeria ao fundo, em primeiro plano Macro-habitat de Campo úmido do Cerrado: localização no território paulista e exemplos de cobertura vegetal, tipo de solo, vegetação e fauna características.

3.8.3 Descrição do macro-habitat

3.8.3.1 Solos

As matas de galeria e as comunidades aluviais encontram-se em relevos de planícies fluviais, fluvicolúviais, terraços fluviais e cones de dejeção. Compreendem diversas categorias de vegetação, incluindo áreas permanentemente cobertas com água, como turfeiras (inclui matas e campos úmidos), até áreas que secam periodicamente, com formação pioneira de influência fluvial (comunidades aluviais).

De forma geral, os solos são mal a muito mal drenados, considerados hidromórficos, permanente ou periodicamente saturados por água, ou seja, flutuação do lençol freático, aflorante ou subaflorante, expresso por forte gleização. Tais solos podem ser artificialmente drenados. Normalmente são compostos por sedimentos variados, arenosos, arenoargilosos e argilosos, associados a solos com acumulações orgânicas expressivas, geralmente passando de um metro de profundidade. Caracterizam-se por colorações neutras, esmaecidas ou pálidas, como acinzentadas, esverdeadas, azuladas e pretas. Nesses ambientes ocorrem basicamente cinco ordens de solos principais, os Gleissolos (Háplicos, Melânicos), Neossolos (Flúvicos, Quartzarênicos), Cambissolos (Flúvicos ou mal drenados), Argissolo (Amarelo em áreas de surgência) e Planossolos (Háplicos), que são solos minerais e os Organossolos (Háplicos), que são compostos por material orgânico acumulado.

Os solos que ocorrem nesse habitat foram compilados do mapeamento pedológico de Rossi (2017) e Rossi e Kanashiro (2022), e compõem as unidades descritas no apêndice (CX2, GM1,2,3, GX1,2,3,5,6,7,11,12,13, LVA11, OX1,3, PA1,6, RL25, RQ1).

A mata de galeria e campo úmido no Cerrado compreendem as unidades de solos CX2, GM1,2,3, GX1,2,3,5,6,7,11,12,13, LVA11, OX1,3, PA1,6, RL25, RQ1, dos quais dominam o GX2 e secundariamente o GX5. Ocorrem na planície fluvial em relevo de colinas.

3.8.3.2 Vegetação

Para as florestas estacionais semidecíduais associadas a cursos d'água, o IBGE (2012) adota a denominação Floresta Estacional Semidecidual Aluvial e, quando presente no bioma Cerrado, Ribeiro e Walter (2008) utilizam o termo Mata de Galeria Inundável. Tais matas de galeria apresentam estrutura e composição de espécies similares à já descrita para as florestas ripárias no domínio da Mata Atlântica, mas com redução em riqueza de espécies por estarem restritas ao clima estacional.

As matas de brejo do interior paulista são florestas estacionais sujeitas à inundação permanente, portanto, são florestas onde o lençol freático se mantém próximo ou sobre a superfície durante todo o ano, mesmo na estação seca, portanto com dossel sempre verde. Sendo assim, estariam mais bem classificadas se enquadradas como Floresta Estacional Perenifólia, no lugar de Semidecidual Aluvial. Podem ser consideradas extensões das matas de brejo já descritas nas Matas de brejo na Mata Atlântica. Estão situadas sobre solos hidromórficos, junto às nascentes ou em planícies de inundação na margem de rios, lagos ou depressões naturais. São áreas naturalmente fragmentadas, nas quais o lençol freático

se mantém próximo ou sobre a superfície durante todo o ano, mesmo na estação seca. No domínio do Cerrado, é comum encontrá-las em área de nascente difusa, proveniente da captação da água pluvial do entorno ocupado por Savana Gramíneo-Lenhosa (Campo Limpo ou Campo Sujo úmido).

3.8.3.3 Fauna

A fauna das florestas de galeria é praticamente a mesma ocorrente nas florestas ripárias mais distantes de solo encharcado. Segundo Silva e Vielliard (2000), três espécies de aves podem ser consideradas típicas desse ecossistema, o cisqueiro-do-rio *Clibanornis rectirostris* (Wied, 1831), o soldadinho *Antilophia galeata* (Lichtenstein, 1823) e o pula-pula-de-sobrancelha *Myiothlypis leucophrys* (Pelzeln, 1868). Este último é considerado vulnerável à extinção no estado de São Paulo.

Contudo, a espécie animal que merece maior atenção pelo impacto causado nessas formações é a exótica invasora javali ou javaporco *Sus scrofa* (Linnaeus, 1758) que, ao forragear e chafurdar nas áreas de nascentes, acaba por degradar a vegetação e o curso d'água. Esses comportamentos também são apresentados pelos porcos-do-mato nativos, Tayassuidae, mas a alta densidade dos javalis faz com que seu impacto seja mais intenso para essas florestas.

3.8.4 Espécies importantes para a conservação

3.8.4.1 Espécies em risco de extinção

As matas de brejo do interior paulista são habitats para as populações de palmito-jussara (*Euterpe edulis* L.), espécie vulnerável à extinção em escala nacional.

3.8.4.2 Espécies invasoras

Áreas degradadas de florestas, ao longo de cursos d'água, podem ser invadidas por lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J.Koenig).

3.8.5 Problemas, ameaças para a conservação e desafios para o manejo

As matas de brejo do Cerrado estão sujeitas aos mesmos problemas já apresentados para as matas de brejo na Mata Atlântica do interior. No entanto, como o interflúvio em que se encontram não é florestal e os solos tendem a ser mais arenosos, a falta de conservação do solo nessas regiões pode resultar em processos erosivos mais severos, agravando os problemas de assoreamento e poluição de cursos d'água.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A proposta de classificação das áreas úmidas do estado de São Paulo é resultado de um esforço de análise, integração e síntese de informações científicas sobre os meios físico e biótico disponíveis para o território do estado, tomando-se por base os mapeamentos

dos solos e tipologias vegetais, acrescidos de informações da literatura e de dados de levantamentos realizados para elaboração de planos de manejo de unidades de conservação paulistas, bem como do conhecimento acumulado pela experiência em pesquisa e vivência de campo dos autores. Trata-se de uma primeira aproximação, cuja importância reside em identificar quais são as tipologias de áreas úmidas presentes no território, indicar onde estão localizadas e caracterizá-las quanto a alguns dos aspectos físicos, biológicos e ecológicos que justificam a sua conservação.

A importância das áreas úmidas é amplamente reconhecida pela ciência, entre outras razões, pelos diversos benefícios para a sociedade advindos dos serviços ecossistêmicos providos por esses ambientes, como: manutenção da biodiversidade; estoque de água para consumo; recarga, purificação e distribuição de água; redução de enchentes; controle de erosão; estoque de carbono; fornecimento de matérias-primas e alimentos; potencial turístico; fonte de trabalhos diversos e renda para populações locais, entre outros. No entanto, a conservação dessas áreas depende de políticas ambientais que estejam atentas para um planejamento territorial criterioso; considerem a implantação de áreas protegidas/unidades de conservação com vistas a preservar as áreas úmidas e as espécies ameaçadas que as habitam; promovam a sua proteção, a mitigação de impactos e a restauração ecológica; e estabeleçam instrumentos legais efetivos em favor da sua manutenção e uso sustentável dos recursos naturais presentes.

Embora fossem desejáveis algumas validações em campo, o panorama sobre as áreas úmidas paulistas produzido por este estudo constitui-se como uma contribuição técnico-científica para orientar políticas públicas, bem como para direcionar pesquisas que busquem suprir lacunas de conhecimento nos temas envolvidos, além de aprimorar o próprio mapeamento fitogeográfico desses ecossistemas e detalhar a distribuição e a importância do patrimônio ambiental e biológico abrigado nas áreas úmidas do estado de São Paulo, cuja conservação é fundamental no contexto atual dos objetivos do desenvolvimento sustentável e no cenário de mudanças climáticas globais.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Giselda Durigan e Natashi Pilon, pelas imagens de campo úmido cedidas. Os créditos das demais fotografias são dos autores.

FONTES DE DADOS

A base de dados utilizada neste estudo está disponível em:

DATAGEO (<https://datageo.ambiente.sp.gov.br/>)

Instituto de Pesquisas Ambientais (<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/ipa/>)

REFERÊNCIAS

- Amaral, S.; Conceição, M.C.; Fisch, S.T.V.; Ivanauskas, N.M. Potential palms species distribution in the State of São Paulo (Brazil) facing current protected areas and a predictive climate change scenario. **VII World Palm Symposium**, 2021.
- Barros, F; Melo, M.M.R.F.; Chiea, S.A.C.; Kirizawa, M.; Wanderley, M.G.L.; Jung-mendaçolli, S.L. Caracterização geral da vegetação e listagem das espécies ocorrentes. In: Flora fanerogâmica da Ilha do Cardoso. São Paulo, **Instituto de Botânica**, v. 1, p. 1-184, 1991.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas, Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006. Brasília: MMA, 2011. 76 p.
- BRASIL. 2023. Ministério do Meio Ambiente. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. Departamento de Áreas Protegidas - DAP/SBio/MMA. Brasília, DF. Atualização de dados e mapa contínua. Acesso em 29/09/2023. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm#>
- Carvalho, P.G.S. 1991. As veredas e sua importância no domínio dos cerrados. **Informe Agropecuário**, v.168, p. 47-54.
- Cowardin, L.M.; Carter, V.; Golet, F.C.; Laroe, E.T. **Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States**. Washington, D.C.: U.S. Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-79/31. 1979.
- Cunha, C.N. da; Piedade, M.T.F.; Junk, W.J. **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macro-habitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2015. 165p. Disponível em: <http://cppantanal.org.br/wp-content/uploads/2017/04/E-book-Classificacao-e-Delineamento-das-AUs.pdf>. Acesso em: 28. abr. 2023.
- Eiten, G. A vegetação do Estado de São Paulo. **Boletim do Instituto de Botânica**, 7, 1970.
- Frost, D. R. **Amphibian Species of the World: an Online Reference**. Version 6.1 (Date of access). 2023. Electronic Database accessible at <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. American Museum of Natural History, New York, USA. doi.org/10.5531/db.vz.0001
- Garcia, R.J.F.; Pirani, J.R. Análise florística, ecológica e fitogeográfica do Núcleo Curucutu, Parque Estadual da Serra do Mar (São Paulo, SP), com ênfase nos campos junto à crista da Serra do Mar. **Hoehnea**, v. 32, p.1-48, 2005.
- Graeff, O. 2015. **Fitogeografia do Brasil**: uma atualização de bases e conceitos. Nau, Rio de Janeiro.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Vegetação** 1:250.000 versão 2018. 2018. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/vegetacao/vetores/escala_250_mil/versao_2018/. Acesso em: 31 jun. 2023.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro; 2012.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de biomas do Brasil**: primeira aproximação. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. Escala 1:5 000 000.
- Ivanauskas, N.M. Conhecendo a vegetação do estado de São Paulo. In: Sérgio; S.F., Gustavo, L.; et. al. (coord.) **Agro Legal – Orientações, Diretrizes e Critérios Aplicáveis à Recomposição da Vegetação Nativa**, São Paulo, Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente. Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 2021 152p. Disponível em: https://www.cati.sp.gov.br/portal/themes/unify/arquivos/produtos-e-servicos/MT%20Programa%20Agro%20legal%20web_compressed.pdf. Acesso em: 31.ago.2023.
- Jared, C. *et al.* Venomous Frogs Use Heads as Weapons. **Current Biology**, v. 25, n.16, 2015. doi: 10.1016/j.cub.2015.06.061
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Cunha, C.N. da; Gonçalves, S.R.A.; Wantzen, K.M.; Wolfgang, F.W. Áreas úmidas ciliares de riachos de baixa ordem no Brasil: extensão, hidrologia, cobertura vegetal, interações com riachos e terras altas e ameaças. **Hidrobiologia**. 2022. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05056-8>

Junk, W.J. *et al.* Parte I: Definição e classificação das áreas úmidas (AUs) brasileiras: base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável. In: Cunha, C.N. da; Piedade, M.T.F.; Junk, W.J. **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macro-habitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2015. 165p. Disponível em: <http://cppantanal.org.br/wp-content/uploads/2017/04/E-book-Classificacao-e-Delineamento-das-AUs.pdf>. Acesso em: 28.abr.2023.

Kandus, P.; Minotti, P.; Malvárez, A.I. Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. Maringá, Brasil. Universidade Estadual de Maringá, **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 4, p. 403-409, 2008.

Marcondes, R. S. *et al.* Geographic and seasonal distribution of a little-known Brazilian endemic rail (*Aramides mangle*) inferred from occurrence records and ecological niche modeling. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 126, n. 4, p. 663-672, 2014.

Marques, M.C.M.; Fischer, E. Effect of bats on seed distribution and germination of *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae). **Ecotropica**, v. 15, n. 1-2, p.1-6. 2009.

Marques, M.C.M.; Silva, S.M.; Liebsch, D. Coastal plain forests in southern and southeastern Brazil: ecological drivers, floristic patterns and conservation status. **Braz. J. Bot.**, v.38, n. 1, p.1-18. 2015. [doi:10.1007/s40415-015-0132-3](https://doi.org/10.1007/s40415-015-0132-3).

Menezes, N. A. *et al.* **Peixes de água doce da Mata Atlântica**: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 2007.

MMA - Ministério Do Meio Ambiente. Áreas Úmidas: Convenção de Ramsar. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zonas-umidas-convencao-de-ramsar.html> Acesso em 14. fev. 2023.

Moreira, M.G. Associações entre os solos, os ambientes quaternários e as fitofisionomias de planície costeira e baixa encosta nas bacias dos rios Itaguaré e Guaratuba (Bertioga - SP). 2007. 76 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) – Instituto de Botânica, Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.

Moreno, T.R.; Rocha, R.M. da Ecologia de costões rochosos **Ambiente Divers.** v. 34, n. 83, p. 191-201. 2012.

Moro, R.S. Vegetação em pedoambientes ripários dos Campos Gerais do Paraná, Brasil: uma revisão bibliográfica. **Terr@Plural**, Ponta Grossa, v. 4, n. 2, p. 179-192, jul./dez. 2010. https://www.researchgate.net/profile/Rosemeri-Moro/publication/279885025_Vegetacao_em_pedoambientes_riparios_dos_Campos_Gerais_do_Parana_Brasil_uma_revisao_bibliografica/links/559d25f808aebae2c8d4fd4/Vegetacao-em-pedoambientes-riparios-dos-Campos-Gerais-do-Parana-Brasil-uma-revisao-bibliografica.pdf

Nalon, M.A.; Matsukuma, C.K.; Pavão, M.; Ivanauskas, N.M.; Kanashiro, M.M. **Inventário da cobertura vegetal nativa do Estado de São Paulo**. São Paulo: SIMA/IPA, 2022.

Olmos, F.; Silva e Silva, R. 2003. **Guará - Ambiente, Flora e Fauna dos Manguezais de Santos-Cubatão**. São Paulo: Empresa das Artes.

Pilon, N.A.L.; Cava, M.G.B.; Nalon, M.A.; Zimback, L.; Durigan, G. Riqueza, relevância e estratégias para a conservação de fisionomias campestres do Cerrado no Horto Florestal de Botucatu, SP, Brasil. **Revista do Instituto Florestal**, v. 29, p. 19-37, 2017.

Ponçano, W.L.; Carneiro, C.D.R.; Bistrishi, C.A.; Almeida, F.F.M. de.; Prandini, F.L. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. **Monografia** 5. v. 1 e 2. 1981. Escala 1:1.000.000.

Ribeiro, J.F.; Walter, B.M.T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: EMBRAPA, v. 1, p. 152-212, 2008.

Rodrigues, R.R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: Rodrigues, R. R.; Leitão Filho, H. F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP e FAPESP. 2004.

Rossi, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutoflorestal/2017/09/mapa-pedologico-do-estado-de-sao-paulo-revisado-e-ampliado/>

Rossi, M.; Kanashiro, M.M. 2022. O mapa de solos. In: Rossi, M.; Nalon, M.A.; Kanashiro, M.M. **Atlas de suscetibilidades dos solos do estado de São Paulo**. 1. ed. São Paulo: Instituto de Pesquisas Ambientais (IPA) / Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SIMA), 2022. cap. 2, p.4-21. <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/ipa/atlas-de-suscetibilidades-dos-solos-do-estado-de-sao-paulo/>

Santos, H.G.; Jacomine, P.K.T.; Anjos, L.H.C.; Oliveira, V.A.; Lumberras, J.F.; Coelho, M.R.; Almeida, J.A.; Araújo Filho, J.C.; Oliveira, J.B.; CUNHA, T.J.F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Brasília, DF: EMBRAPA/ EMBRAPA Solos, 2018.

Santos, A.L.G.; Furlan, S.A. Estudo multitemporal do manguezal de Peruíbe-SP, entre 1962 e 2005. **Geousp** (USP), v. 28, p. 167-178, 2010a.

Santos, A.L.G.; Furlan, S.A. Manguezais da Baixada Santista, São Paulo - Brasil: uma bibliografia. VI Seminário Latino-americano de Geografia Física e II Seminário Ibero-americano de Geografia Física. Universidade de Coimbra, 2010b. 14p.

Schacht, G.L. Biogeografia de formações vegetais: condicionantes de um enclave vegetacional (Campo do Veludo). Parque Estadual do Rio Turvo, Barra do Turvo, SP. **Terr@Plural**, v.10, n. 1, p. 47-60, 2016.

Schaeffer-Novelli, Y.; Vale, C.C.; Cintrón, G. Monitoramento do ecossistema manguezal: estrutura e características funcionais. In: Turra, A.; Denadai, M.R. (Orgs.). Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015, pp. 62-80.

Schaeffer-Novelli, Y. *et al.* Climate changes in mangrove forests and salt marshes. **Braz. j. oceanogr.**, v. 64, n. spe2, p. 37-52, 2016. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1590/S1679-875920160919064sp2>> Acesso em 06 ago. 2017.

Silva, W.R.; Vielliard, J.M.E. Avifauna de mata ciliar. p. 169-185. In: Rodrigues, R. R.; Leitão Filho, H. F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP e FAPESP. 2000.

Souza, C.R. de G.; Luna, G.C. Unidades quaternárias e vegetação nativa de planície costeira e baixa encosta da Serra do Mar no Litoral Norte de São Paulo. **Revista do Instituto Geológico**, v. 29, n.1/2, p.1-18, 2008.

Sousa, N.L.; Lombardi, J.A. Flora vascular de uma área de campo úmido em Analândia, estado de São Paulo. **Rodriguésia**, v. 67, n. 3, p. 539-552, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/2175-7860201667301>>.

Tannus, J.L.S.; Assis, M.A. 2004. Composição de espécies vasculares de campo sujo e campo úmido em área de Cerrado, Itirapina, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** v. 27, p. 498-506.

Xavier, C. B. Análise de parâmetros ecológicos de *Dyckia encholirioides* (Gaudich.) Mez, Bromeliaceae, considerando componentes geomorfológico e pedológico em costões rochosos na Ilha do Mel, litoral do Paraná. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. 2014.

APÊNDICE – Descrição das unidades de solos encontradas

Os dados a seguir foram compilados do mapeamento pedológico de Rossi (2017) e Rossi e Kanashiro (2022).

CX2 - CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, bem a imperfeitamente drenado, fase relevo suave ondulado

CX7 - Associação de CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, bem a imperfeitamente drenado + NEOSSOLO FLÚVICO e GLEISSOLO HÁPLICO/MELÂNICO, indiscriminados, todos fase relevo suave ondulado

CX14 - Associação de CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Eutrófico, textura argilosa, mal a imperfeitamente drenado + GLEISSOLO HÁPLICO indiscriminado, ambos fase relevo suave ondulado

EK - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO/FERRI-HUMILÚVICO Hidromórfico ou não hidromórfico, Distrófico, fase relevo plano e suave ondulado

GX1 - GLEISSOLO HÁPLICO Tb Eutrófico típico, A moderado, textura argilosa, fase relevo plano

GX2 - Complexo Indiscriminado de GLEISSOLO HÁPLICO ou MELÂNICO com ou sem ocorrência de ORGANOSSOLO, fase relevo plano

GX3 - Complexo de GLEISSOLO HÁPLICO e NEOSSOLO FLÚVICO, ambos Ta Eutrófico típico, A moderado ou chernozêmico, textura indiscriminada, ambos fase relevo plano

GX4 - Grupamento indiscriminado de GLEISSOLO HÁPLICO ou MELÂNICO e CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, bem a imperfeitamente drenado, todos fase relevo plano

GX5 - Complexo de GLEISSOLO HÁPLICO e NEOSSOLO FLÚVICO, ambos Distróficos típicos, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, todos fase relevo plano

GX6 - Associação de GLEISSOLO HÁPLICO Eutrófico ou Distrófico, textura indiscriminada + PLANOSSOLO HÁPLICO Eutrófico, A moderado, textura média/argilosa, ambos fase relevo plano

GX7 - Associação de GLEISSOLO HÁPLICO Tb/Ta Distrófico e Eutrófico, textura média e argilosa + ORGANOSSOLO indiscriminado, ambos fase relevo plano

GX8 - Complexo de GLEISSOLO HÁPLICO/MELÂNICO + NEOSSOLO FLÚVICO, ambos indiscriminados + CAMBISSOLO HÁPLICO Eutrófico, Textura argilosa/média ou argilosa, imperfeitamente drenado, todos fase relevo plano

GX9 - Complexo de GLEISSOLO HÁPLICO Tb Eutrófico/Distrófico, textura argilosa + PLANOSSOLO HÁPLICO Eutrófico Tb, A moderado, textura arenosa/média e arenosa/argilosa + NEOSSOLO FLÚVICO Eutrófico A moderado, textura argilosa, todos fase relevo plano

GX10 - Associação de GLEISSOLO HÁPLICO e MELÂNICO Eutrófico e Distrófico, A chernozêmico e proeminente, textura argilosa + complexo de (Neossolo Flúvico + Cambissolo Háplico + Planossolo + Plintossolo, todos indiscriminados), todos fase relevo plano

GX11 - GLEISSOLO HÁPLICO ou MELÂNICO Eutrófico ou Distrófico, textura argilosa, fase relevo plano

GX12 - GLEISSOLO HÁPLICO ou MELÂNICO Eutrófico ou Distrófico, textura média e arenosa, fase relevo plano

GX13 - Complexo de GLEISSOLO HÁPLICO Tb + NEOSSOLO FLÚVICO, ambos textura indiscriminada + Neossolo Quartzarênico hidromórfico, todos Distróficos típicos, A moderado ou proeminente, fase relevo plano

GM1 - Associação de GLEISSOLO MELÂNICO Ta/Tb Distrófico típico ou organossólico, textura indiscriminada + CAMBISSOLO HÁPLICO Distrófico típico, textura média e argilosa, ambos fase relevo plano

GM2 - Associação de GLEISSOLO MELÂNICO + GLEISSOLO HÁPLICO, ambos Tb Distróficos, textura média e argilosa, fase relevo plano

GM3 - Associação de GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico, textura argilosa + NEOSSOLO FLÚVICO Tb, textura média + ORGANOSSOLO, ambos fase relevo plano

GJ - Associação complexa de GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico típico Tb, textura argilosa + GLEISSOLO indiscriminado, ambos fase relevo plano

GZ - Associação de GLEISSOLO SÁLICO sódico ou TIOMÓRFICO + NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Hidromórfico sálico, fase relevo plano.

OJ1 –ORGANOS SOLO TIOMÓRFICO ou HÁPLICO, fase relevo plano

OJ2 - Associação complexa de ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO + GLEISSOLO MELÂNICO/HÁPLICO indiscriminado, todos fase relevo plano

OX1 - ORGANOSSOLO HÁPLICO Sáprico típico, fase relevo plano

OX2 - Associação de ORGANOSSOLO HÁPLICO + CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, bem a imperfeitamente drenado, ambos fase relevo plano

OX3 - Associação de ORGANOSSOLO HÁPLICO + GLEISSOLO HÁPLICO ou MELÂNICO indiscriminados, ambos fase relevo plano

OX4 - Associação de ORGANOSSOLO HÁPLICO + GLEISSOLO MELÂNICO ou HÁPLICO Distrófico Tb, textura argilosa, ambos fase relevo plano

PA1 - Associação de ARGISSOLO AMARELO ou ARGISSOLO ACINZENTADO ambos Distróficos típicos, A moderado, textura média/média e média/argilosa, relevo suave ondulado

PA5 - Associação de ARGISSOLO AMARELO típico, textura arenosa/média e média/média + NEOSSOLO LITÓLICO típico, A moderado, textura média e arenosa, substrato arenito, ambos Distróficos, A moderado, fase relevo ondulado

PA6 - Associação de ARGISSOLO AMARELO típico, textura arenosa/média + NEOSSOLO Quartzarênico hidromórfico típico, A moderado, ambos Distróficos, A moderado, fase relevo suave ondulado

RL25 - Associação de NEOSSOLO LITÓLICO Distrófico típico, textura média e arenosa, fase substrato Formações Itararé e Furnas, relevo ondulado + GLEISSOLO MELÂNICO (Ta ou Tb) Distrófico típico ou organossólico, textura indiscriminada

RQ1 - NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Hidromórfico típico, álico, A moderado, fase relevo suave ondulado

RQ6 - Associação de NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico típico, A moderado, álico + Complexo de GLEISSOLO MELÂNICO e HÁPLICO, textura argilosa + PLANOSSOLO HÁPLICO Tb Eutrófico ou Distrófico, A proeminente e moderado, textura arenosa/média e arenosa/argilosa, todos fase relevo plano

RQ7 - Associação de NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico típico, A moderado, álico + ESPODOSSOLO HUMILÚVICO/FERRIHUMILÚVICO Hidromórfico ou não hidromórfico, Distrófico, ambos fase relevo suave ondulado

RQ8 - NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Hidromórfico ou Órtico típico, Sedimentos Marinhos atuais, fase relevo suave ondulado e plano

RQ9 - Associação de NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Hidromórfico típico, álico, A moderado + Organossolo Háplico, ambos fase relevo suave ondulado

RY1 - Associação de NEOSSOLO FLÚVICO Eutrófico + GLEISSOLO HÁPLICO Tb Eutrófico, ambos textura argilosa, fase relevo plano

RY2 - Associação de NEOSSOLO FLÚVICO Psamítico e/ou Tb Distrófico, textura média e argilosa, A moderado + GLEISSOLO Indiscriminado substrato Sedimentos Fluviais, ambos fase relevo plano

RY3 - Associação de NEOSSOLO FLÚVICO Psamítico e/ou Tb Distrófico, textura média e argilosa+ GLEISSOLO Indiscriminado + CAMBISSOLO Indiscriminado, substrato Sedimentos Fluviais, todos fase relevo plano

SX1 - Grupamento indiscriminado de PLANOSSOLO HÁPLICO Ta, A moderado, todos fase relevo plano

SX2 - Associação de PLANOSSOLO HÁPLICO indiscriminado Ta, A moderado + GLEISSOLO HÁPLICO indiscriminado, ambos fase relevo plano

SX3 - Associação de PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico, A moderado e proeminente, textura arenosa/média e arenosa/argilosa + ORGANOSSOLO HÁPLICO Distrófico, ambos fase relevo plano

SX4 - Associação de PLANOSSOLO HÁPLICO, A moderado e proeminente, textura arenosa/média e arenosa/argilosa + ARGISSOLO AMARELO/VERMELHO-AMARELO Eutrófico, textura arenosa/média e média, ambos fase relevo plano

SEÇÃO IV

DISCUSSÃO E RECOMENDAÇÕES



DISCUSSÃO GERAL DA SITUAÇÃO ATUAL DAS ÁREAS ÚMIDAS BRASILEIRAS E RECOMENDAÇÕES PARA SUA PROTEÇÃO E SEU MANEJO SUSTENTÁVEL

Wolfgang J. Junk¹, Cátia Nunes da Cunha^{2,3,4} e Yara Schaeffer Novelli⁵

¹ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT/INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT); Rua Vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: inau.cpp@gmail.com.

² Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal (INPP); Av. Fernando Corrêa da Costa, nº 2367, Boa Esperança, 78.060-900, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil.

³ Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP), Rua vinte, nº. 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380 - Cuiabá-MT, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121; E-mail: inau.cpp@gmail.com

⁴ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Pesquisadora Associada, Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade; Rua Vinte, nº 280, Bairro Boa Esperança, CEP: 78.068-380, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Fone: (65) 3664-1121, Site: www.inau.org.br; E-mail: biocnc@gmail.com.

⁵ Universidade de São Paulo-P, Instituto BiomaBrasil – Brasil.

RESUMO

O capítulo final oferece uma síntese dos dados apresentados nos 23 capítulos deste livro, organizando-os conforme grandes áreas de pesquisa. Ele resume, fazendo referência a cada capítulo específico, as informações relacionadas à extensão, definição, classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras. Além disso, aborda temas como disponibilidade de água, biodiversidade e a estocagem de carbono. Em seguida, explora aspectos aplicados, como turismo, pesca e piscicultura, agropecuária e uso de recursos madeireiros. O capítulo destaca as ameaças, a legislação e a proteção ambiental, conferindo-lhes especial relevância. Por fim, aponta maiores lacunas de conhecimento e discute a situação da infraestrutura científica à luz do rápido desenvolvimento da sociedade brasileira.

Palavras-chave: classificação das áreas úmidas brasileiras, ameaças e proteção ambiental, lacunas de conhecimento, infraestrutura científica.

ABSTRACT

General discussion of the current situation of Brazilian wetlands and recommendations for their protection and sustainable management – The final chapter provides a synthesis of the data presented in the 23 preceding chapters of this book according to major research areas. It summarizes information on the extension, definition, and classification of Brazilian wetlands and discusses issues related to water availability, biodiversity, and carbon storage. The chapter also examines applied aspects, such as tourism, fisheries and fish culture, agriculture, animal husbandry, and forestry. Environmental threats and legislation aimed at the protection of wetlands are considered as well. Finally, persisting major knowledge gaps are identified and the scientific infrastructure emerging from the rapid development of the Brazilian Society is analyzed.

Keywords: classification of Brazilian wetlands, threats and environmental protection, knowledge gaps, scientific infrastructure.

INTRODUÇÃO

Até hoje existem dois inventários de Áreas Úmidas (AUs) brasileiras. O primeiro foi publicado por Scott e Carbonell (1986), incentivado por várias organizações internacionais, entre elas, a International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) e o World Wildlife Fund (WWF). Um segundo inventário foi publicado por Diegues (1994), incentivado também pelo IUCN com o apoio do Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas em Áreas Úmidas Brasileiras (NUPAUB) da Universidade de São Paulo.

Este livro é a terceira iniciativa que busca elaborar um levantamento do conhecimento das Áreas Úmidas (AUs) brasileiras, utilizando definições e abordagens científicas contemporâneas. Composto por 23 capítulos, após a apresentação inicial com prefácio e introdução geral, o Capítulo 1 oferece uma análise conceitual que resume a definição, delineamento e classificação das AUs brasileiras.

Na seção técnica I, encontramos quatro capítulos dedicados às AUs costeiras, revisados por 18 autores de diversas instituições. Além disso, na seção técnica II, 18 capítulos adicionais, escritos por 75 autores pertencentes a 31 instituições distintas, abordam as AUs interiores. Nesses capítulos, os autores apresentam resultados específicos para cada tipo de AU e formulam recomendações direcionadas, destinadas a serem utilizadas pelas autoridades políticas e administrativas responsáveis pelas AUs, bem como pelo público interessado.

Ao final, a última seção técnica (IV – Discussão e Recomendações) resume os resultados apresentados. O propósito desta seção é sintetizar as informações consolidadas sobre as Áreas Úmidas (AUs) do país, enfatizando lacunas de conhecimento, deficiências na legislação ambiental e políticas públicas, impactos antropogênicos adversos e recomendações abrangentes para a gestão sustentável e a preservação desses ecossistemas.

1. EXTENSÃO DAS AUS BRASILEIRAS

O Brasil é caracterizado por sua abundância de recursos hídricos. Cerca de 50% de seu território, abrangendo 8.516.000 km², pertence à bacia hidrográfica do Solimões-Amazonas, que é o maior rio do mundo. Entre os rios que deságuam diretamente no Atlântico, o Amazonas, Parnaíba, São Francisco, Doce e Paraíba do Sul podem ser categorizados como pertencentes a grandes e médias bacias hidrográficas. Os demais rios que deságuam no litoral brasileiro são representativos das bacias de menor porte.

Estimativas conservadoras apontam que aproximadamente 20% do território nacional se qualifica como Áreas Úmidas (AUs). No entanto, esse número pode aumentar à medida que sejam identificados e estudados, a exemplo das pequenas AUs, cujas áreas ainda não foram levantadas. A densidade de AUs varia consideravelmente conforme a região

do país, correlacionada com os padrões de precipitação nos diversos biomas brasileiros. Por exemplo, estima-se que a Amazônia Central tenha uma densidade de AUs em torno de 35%, enquanto o Cerrado e a Caatinga apresentam valores significativamente mais baixos (ver **Capítulo 6**).

Os dados apresentados nos capítulos deste livro evidenciam grandes deficiências nos levantamentos regionais das AUs. Todos os autores enfatizaram a necessidade premente de levantamentos detalhados de direção, fazendo uso de métodos modernos de sensoriamento remoto, conforme detalhado no **Capítulo 18**.

2. DEFINIÇÃO, CLASSIFICAÇÃO E DELINEAMENTO DAS ÁREAS ÚMIDAS

A definição, delineamento e classificação das AUs brasileiras desempenharam um papel fundamental na criação de uma abordagem científica e prática robusta para enfrentar questões relacionadas aos estudos, gestão sustentável, proteção e a consideração de seus diversos valores, abrangendo aspectos ecológicos, econômicos e sociais, incluindo a biodiversidade associada.

Nos pontos principais, a definição brasileira corresponde às definições internacionais (**Capítulo 1**). “Áreas Úmidas (AUs) são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica”. Ela chama atenção específica na posição das AUs entre ambientes terrestres e aquáticos, indicando as conexões ecológicas com ambos.

No que se refere ao delineamento, é determinante que o nível médio-máximo seja o limite externo das Áreas Úmidas (AUs), levando em consideração a flutuação no nível da água que afeta a maioria dessas áreas. Isso tem o objetivo de prevenir danos ecológicos, econômicos e sociais e a segurança hídrica, decorrentes da utilização inadequada dessas áreas. A inclusão de áreas permanentemente terrestres dentro das Grandes Paisagens Úmidas (PUs) é uma abordagem inovadora que contribui para a preservação da integridade ecológica e da biodiversidade dessas áreas. No entanto, surgem divergências, principalmente com o agronegócio, que busca incluir essas áreas exclusivamente em seus sistemas de manejo.

A classificação baseia-se em parte na tipologia popular, reconhecida no Brasil, o que facilita a discussão entre a população em geral, os cientistas e os tomadores de decisão. Essa abordagem, porém, cria sobreposições de conceitos e definições entre os diferentes grupos, por exemplo, em termos da extensão das áreas. O grupo, que trabalha sobre turfeiras (**Capítulo 20**), considera todos os tipos de AUs, que acumulam camadas maiores de matéria orgânica, como turfeiras, tais como veredas, buritizais, campinaranas e alguns tipos de florestas alagadas amazônicas. O grupo de veredas (**Capítulo 18**) define a sua área

de atuação como um contínuo, que começa com campos úmidos, passa por veredas com arbustais e jovens buritis, e chega finalmente para veredas com buritis adultos e espécies de florestas alagáveis, que se encontram na transição para as AUs ripárias dos riachos, que drenam as veredas. O estudo sobre as campinaranas mostra que esse tipo de paisagem é caracterizado por solos de areia branca, que têm origens diferentes, e que apresentam condições hidrológicas variadas. Um grupo de campinaranas é seco durante o ano inteiro e não pode ser considerado AU. Dois outros grupos, que pertencem aos AUs, mostram saturação periódica da rizosfera com água e inundação periódica de até um metro de profundidade (**Capítulo 13**).

As diferentes descrições mostram que na natureza: **(1)** não existem limites fixos para ecossistemas e macro-hábitats, **(2)** tem várias aparências ecológicas do mesmo tipo de AUs, **(3)** tem diferentes argumentos, sejam eles geológicos, geográficos, hidrológicos, climáticos e vegetacionais, para justificar uma tipologia. Como foi demonstrado no exemplo das veredas (**Capítulo 18**), a tipologia pode influenciar a legislação ambiental. Por exemplo, a existência de veredas deve ser indicada no Cadastro Ambiental Rural (CAR) (Brandão *et al.*, 2016).

A classificação hierárquica das AUs brasileiras baseia-se nas unidades maiores em parâmetros hidrológicos (**Capítulo 1**). Somente em nível de subclasse e macro-hábitat são considerados aspectos vegetacionais. Como qualquer classificação, a classificação hidrológica é artificial. O estabelecimento e a interpretação das categorias requerem certa flexibilidade, porque condições hidrológicas são sujeitas a uma grande variabilidade natural. Além disso, modificações antropogênicas do ciclo hidrológico afetam a hidrologia das AUs. Nos últimos anos, o impacto das mudanças climáticas globais pode ser observado até na amplitude do pulso de inundação do Solimões/Amazonas, sendo as consequências para menores AUs bem mais graves. Apesar dessas complexidades, o estabelecimento das categorias hidrológicas é importante, pois permite a organização dos diversos tipos de AUs em um sistema lógico.

Conforme explicado no **Capítulo 1**, um avanço significativo foi o reconhecimento das Grandes Paisagens Úmidas (PUs), que abrange todo o gradiente hidrológico, desde macro-hábitats permanentemente aquáticos até macro-hábitats permanentemente terrestres. Essa abordagem holística das PUs está inserida em um nível de classe com subdivisões em cinco unidades funcionais hidrológicas e uma unidade antropogênica. A criação da categoria PU permite a inclusão de ecossistemas amplos e complexos no sistema de classificação nacional, algo que não é contemplado em outros sistemas de classificação existentes até o momento.

Quanto às AUs costeiras, incluíram-se como PUs os deltas dos grandes rios Amazonas, Parnaíba, São Francisco, Paraíba do Sul e Doce, as Baías de Sepetiba e Paranaguá, a Lagoa dos Patos, os Lençóis Maranhenses e o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba-RJ, que se tornou a primeira PU costeira a ser classificada em nível de macro-hábitats (**Capítulo 4**). Além disso, na classificação das AUs costeiras foi introduzido o subsistema

de AUs marinhas com duas classes “Campos de gramas marinhos”, e “Recifes” com três subclasses. Os manguezais foram colocados em nível de subordem com três classes e uma subclasse.

Na classificação das AUs interiores, já foram incorporadas dez grandes PUs, das quais cinco já foram classificadas em nível de macro-hábitat. Elas incluem o Pantanal (**Capítulo 9**), as áreas alagáveis do médio Rio Paraná (**Capítulo 10**), do Rio Araguaia (**Capítulo 8**) e as várzeas e igapós amazônicos (**Capítulo 6**). Além dessas PUs e das PUs no médio Rio Negro e no baixo Rio Guaporé foram introduzidas mais três PUs, que merecem ser definidas em nível de classe: a região nas cabeceiras do Rio Xingu (**Capítulo 14**), as campinaranas (**Capítulo 13**) e as savanas de Roraima (**Capítulo 11**). Antecipamos que outras PUs interiores e costeiras serão propostas à medida que dados para sua descrição estarão disponíveis no futuro.

O conhecimento relativo às pequenas Áreas Úmidas (AUs) permanece limitado e fragmentado. Em diversos casos, foram sugeridas modificações na classificação em níveis de subclasse e macro-hábitat. Por exemplo, as AUs ripárias de 1ª a 5ª ordem fluvial (**Capítulo 15**) foram subdivididas em três macro-habitats com base em diferenças na cobertura vegetal, insolação e hidrologia: AUs ripárias em florestas ao longo de riachos, AUs ripárias em cerrado ao longo de riachos e AUs ribeirinhas em regiões semiáridas (Caatinga). As AUs em depressões abastecidas por água da chuva e/ou lençol freático também foram subdivididas em dois macro-habitats, considerando parâmetros hidrológicos e vegetacionais: Lagoas temporárias do Cerrado (**Capítulo 17**) e Banhados do Planalto dos Campos das Araucárias (**Capítulo 21**). Os Campos de murundus (**Capítulo 19**) entraram como subclasse. As turfeiras (**Capítulo 20**) foram subdivididas em turfeiras da Amazônia, turfeiras de planícies litorâneas e fluviais, e turfeiras tropicais e subtropicais de montanhas. As veredas (**Capítulo 18**) foram subdivididas em veredas de campo úmido de gramíneas e herbáceas, veredas com herbáceas, subarbustos e buritis jovens, e veredas com herbáceas, subarbustos, buritis adultos e outras espécies arbóreas. O **Capítulo 18** sobre as AUs do estado de São Paulo mostrou uma lacuna em respeito à classificação das áreas alagáveis ao longo de rios de tamanho médio. Essas AUs não chegam ao tamanho e à complexidade de PUs, mas necessitam de uma posição específica na classificação. Por isso, foi introduzida uma nova ordem chamada “AUs com pulsos de inundação previsíveis monomodais de longa duração” incluindo uma classe chamada “AUs ao longo de rios de tamanho médio” com cinco subclasses. Este resumo mostra que todos os estudos contribuíram substancialmente para a complementação da classificação das AUs brasileiras, mas eles também evidenciam que esse processo ainda está longe de ser completo.

3. DISPONIBILIDADE DE ÁGUA

A extensa cobertura de Áreas Úmidas (AUs) e a presença de grandes rios no Brasil podem levar o público a acreditar que não existem problemas significativos de abastecimento de água para a população, indústria, comércio e agropecuária. Entretanto, essa percepção está incorreta. Estudos recentes conduzidos pelo Projeto MapBiomass (2021) indicam que o Brasil possui uma área de superfície aquática de 16.631.572 hectares, correspondendo a apenas 2% do território nacional. Nos últimos 30 anos, foi registrada uma preocupante perda de 3,1 milhões de hectares, o que representa 15,7% do total.

Os estoques de recursos hídricos consideram as águas superficiais (rios, reservatórios artificiais, lagos, glaciares, neve e gelo), águas subterrâneas (aquíferos) e água no solo. A principal entrada de água no sistema ocorre via precipitação e volumes de água oriundos de outros territórios. Uma análise do consumo mostra para 2015 que o uso total de água na economia brasileira alcançou 3.219.507 hm³. A maior parte foi usada pelo setor Eletricidade e Gás (3.114.300 hm³, correspondendo a 96,73%). A produção agropecuária usou 33.643 hm³. Outras categorias (diferentes tipos de indústrias, esgoto, famílias, etc.) usaram 71.563 hm³ (Montoya & Finamore, 2020). De acordo com a análise desses autores existe abundância de água no território nacional. Um leve decréscimo do estoque da água subterrânea de 1.046.262 hm³ foi quase totalmente compensado pelo aumento dos estoques dos reservatórios artificiais.

Na prática, porém, a situação é diferente. A disponibilidade de água no Brasil enfrenta três desafios principais. Primeiramente, a distribuição de água é desigual em todo o território. A Bacia Amazônica apresenta uma densa rede de riachos que possui disponibilidade abundante de água (**Capítulo 15**), enquanto na região semiárida da Caatinga os recursos hídricos são escassos (**Capítulo 16**). Em segundo lugar, a distribuição da precipitação ao longo do ano também não é uniforme. Grande parte do país experimenta uma estação chuvosa com precipitações intensas e uma estação seca com baixa ou sem chuva. Mesmo em locais com precipitação anual de 2.000 mm, 80% dessa ocorrência ocorre em apenas seis meses, enquanto os outros seis meses registram apenas 20% das chuvas, incluindo meses de estiagem. Essa distribuição gera estresse hídrico tanto para o meio ambiente quanto para a população humana. Em terceiro lugar, o aproveitamento do grande estoque de água subterrânea necessita de investimentos pesados e por isso ele não é acessível para a grande maioria dos consumidores. A periódica secagem de riachos na região do Cerrado, ocupado pelo agronegócio, exige em certas regiões carros-pipa para o abastecimento da população com água potável (**Capítulo 15**). (Veja também o tópico 11).

Mesmo em grandes PUs, como o Pantanal e o PU do médio Rio Araguaia, ocorre um estresse dramático durante a estação seca devido à escassez de água, frequentemente acompanhada por grandes incêndios (**Capítulos 8 e 9**). Situações semelhantes ocorrem nas Várzeas e Igapós, onde os moradores enfrentam dificuldades de água potável e no transporte fluvial durante secas extremas, que podem se estender por vários meses.

Por outro lado, durante enchentes intensas, ocorrem perdas substanciais nas colheitas, rebanhos e até mesmo nas habitações. Além disso, as previsões indicam que as mudanças climáticas podem agravar essa situação, ampliando os períodos secos e chuvosos. Isso já pode ser observado pelo aumento da amplitude do nível de água do Rio Solimões-Amazonas (**Capítulo 6**). Diante dessa realidade, torna-se crucial realizar um levantamento dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos nas diferentes regiões do país, sua utilização atual, e seu gerenciamento a médio e longo prazos. As Áreas Úmidas desempenham um papel fundamental como reguladoras hidrológicas nesse contexto.

4. MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Todos os capítulos ressaltam a importância das AUs na conservação da biodiversidade do Brasil, fornecendo dados específicos para cada categoria de AU. É evidente que o papel das diferentes categorias varia para os diversos grupos de plantas e animais. Espécies e grupos de espécies com alta capacidade de deslocamento, como aves aquáticas e diversos insetos aquáticos, são encontrados em várias AUs em todo o país. O mesmo ocorre com plantas aquáticas e palustres, que possuem uma habilidade de dispersão por meio de sementes ou propágulos e uma grande capacidade morfológica para se adaptar às condições ambientais variáveis. Por outro lado, alguns grupos de plantas e animais estão restritos às AUs específicas. Algumas espécies são consideradas endêmicas e correm risco de extinção com a destruição de seus macro-habitats. Por exemplo, as espécies da família Podostomaceae habitam apenas corredeiras e são extintas com a construção de barragens, que eliminam esse tipo de macro-habitat. Na região amazônica, muitas espécies de peixes têm distribuição restrita e estão ameaçadas de extinção devido à manipulação de seus habitats. Portanto, torna-se imperativo estabelecer um mosaico de áreas protegidas para garantir a sobrevivência dessas espécies (**Capítulo 15**). Por causa das condições ambientais extremas criadas pelo estresse hídrico e a oligotrofia, a vegetação das Campinaranas é pobre em diversidade, mas muito rica em espécies endêmicas (**Capítulo 13**).

Os **Capítulos 2 e 5**, ao abordarem as diferentes AUs costeiras, destacam as suas características regionais. A variabilidade das condições ambientais ao longo de um litoral com quase 8.000 km de extensão se caracteriza por questões, tais como, geomorfologia e topografia costeiras, bacias hidrográficas e estuários, correntes marinhas, amplitudes de maré, regimes pluviométrico e térmico, responsáveis pelas condições dos setores costeiros que, em última análise, representam biodiversidade, produtividade e sustentabilidade. As Áreas Úmidas (AUs) costeiras incluem ecossistemas de transição entre as terras emersas e as faixas costeira e oceânica, todas com alta produtividade biológica e rica biodiversidade. Dentre essas AUs encontram-se dunas, restingas, praias arenosas, costões rochosos, lagunas, estuários, marismas, manguezais e recifes de coral, abrigando ricas diversidades funcional e biológica de flora e fauna, muitas delas endêmicas, e até mesmo ameaçadas

de extinção. Tanto esses ecossistemas, como as AUs e PUs são dependentes das dinâmicas físico-químicas ambientais, além das complexas interações com as variáveis biológicas, meteorológicas e oceanográficas. As mudanças do clima são capazes de intensificar os riscos ambientais, amplificando eventos extremos com impactos negativos de ordens diversas, vindo a comprometer a biodiversidade e a conservação das AUs costeiras.

5. ESTOCAGEM DE MATÉRIA ORGÂNICA

O papel das AUs no armazenamento de matéria orgânica foi abordado em diversos capítulos, incluindo aqueles que tratam das AUs ribeirinhas (**Capítulo 15**), áreas alagáveis ao longo dos grandes rios (**Capítulo 6**), veredas (**Capítulo 18**) e buritizais (**Capítulo 12**). No entanto, o capítulo sobre turfeiras se aprofunda nesse aspecto, não apenas enfatizando a relevância das AUs nesse contexto, mas também discutindo as divergências entre as diferentes abordagens nacionais e internacionais (**Capítulo 20**).

As turfeiras são definidas como ecossistemas que representam uma transição entre ambientes terrestres e aquáticos, formadas pelo acúmulo gradual, ao longo do tempo e no espaço de tecidos vegetais em condições de umidade elevada, baixa disponibilidade de nutrientes, baixo pH e limitações de oxigênio. Nesse contexto, a matéria orgânica passa por processos lentos de humificação/mineralização. Em muitas AUs brasileiras, essas condições ocorrem em macro-habitats específicos, mas não são definidas como turfeiras. Isso ocorre, por exemplo, em áreas pantanosas, batumes e matupás das grandes áreas alagáveis (**Capítulos 6 e 9**), em áreas ribeirinhas de riachos florestados da Amazônia central (**Capítulo 15**), em buritizais (**Capítulo 12**) e em veredas do Cerrado (**Capítulo 18**). As campinaranas (**Capítulo 13**) são frequentemente consideradas como turfeiras, mas a acumulação de matéria orgânica em alguns dos seus macro-habitats não justifica a sua inclusão nessa categoria.

Ecossistemas costeiros, como manguezais, são conhecidos por sua contribuição significativa para a fixação e o armazenamento de carbono (Carbono Azul) (**Capítulos 2 e 5**). O Brasil, com a segunda maior extensão de manguezais do mundo, é um dos poucos países que possui estimativas do total de carbono retido por seus manguezais (Rovai *et al.*, 2022). Os bosques de mangues brasileiros registram 8,5% do estoque de carbono dos manguezais globais (conjunto da fitomassa aérea e da biomassa subterrânea). Todo esse estoque faz do Brasil um dos maiores *hotspots* globais de carbono azul, sugerindo que as perdas desse ecossistema devem ser consideradas como potencial fonte de liberação de CO₂ para a atmosfera (Rovai *et al.*, 2022). Inventários oferecem a oportunidade de realizar levantamentos integrados do carbono retido, contribuindo para uma melhor gestão dos diferentes tipos de AUs em face das mudanças climáticas. É necessária uma cartografia detalhada das áreas correspondentes e a quantificação da matéria orgânica armazenada nelas, a fim de permitir uma avaliação precisa do papel dos diferentes tipos de AUs brasileiros no ciclo de carbono.

6. A IMPORTÂNCIA PARA O MICROCLIMA

A importância das AUs para o microclima foi abordada de forma mais detalhada no capítulo sobre riachos (**Capítulo 15**). Em bacias desmatadas, onde a vegetação ribeirinha está degradada, ocorre um aumento na incidência de luz solar e na temperatura da água, impactando diretamente as plantas e os animais nos riachos. Esse aumento pode resultar em uma maior produção de algas e macrófitas aquáticas nos riachos. A recuperação das AUs ribeirinhas ao longo dos riachos em áreas urbanas apresentou melhorias significativas no microclima em várias cidades. No entanto, para obter informações mais abrangentes sobre esse aspecto, são necessários estudos em AUs de maior escala que tenham sido desmatadas e/ou drenadas.

7. A IMPORTÂNCIA PARA O TURISMO E O LAZER

O ecoturismo e o lazer representam fatores econômicos de relevância em diversas AUs brasileiras. Entretanto, na maioria dos casos, esse potencial não está sendo plenamente explorado. Existem algumas abordagens notáveis, como o ecoturismo que se concentra na apreciação das belezas naturais de riachos e AUs de água transparente, exemplificado pelo Rio da Prata na região de Bonito, em Mato Grosso do Sul.

O ecoturismo já desempenha um papel significativo na economia do Pantanal. De acordo com um estudo realizado em 2017, uma atividade turística relacionada à onça-pintada resultou em uma renda bruta anual de US\$ 6,8 milhões na região norte do Pantanal (**Capítulo 9**). Ao longo da Rodovia Transpantaneira, uma via com 145 km de extensão que atravessa o Pantanal e conecta o município de Poconé à localidade de Porto Jofre, diversas pousadas e hotéis oferecem passeios ecológicos que se concentram na observação de aves, avistamento de animais selvagens e pesca esportiva, frequentemente combinada com excursões de barco turístico em Porto Cercado. As limitadas capacidades produtivas dos solos e da água no igapó do Rio Negro levam os autores do **Capítulo 6** a concluir que a melhor abordagem sustentável para a região está centrada no desenvolvimento do ecoturismo.

É praticamente inesgotável a discussão sobre as atividades de turismo e lazer nas AUs costeiras brasileiras, especialmente devido às condições climáticas ideais para o turismo de sol e mar (**Capítulo 2**). A diversidade biológica e de ecossistemas que margeiam a linha costeira do país prevê temporadas de turismo externas para a contemplação de espécies emblemáticas da fauna desses ambientes, incluindo aves limícolas, baleias, golfinhos, peixes-boi marinhos e tartarugas marinhas, que se destacam. No entanto, em várias áreas do litoral, as preocupações relacionadas com a vulnerabilidade desses ambientes são evidentes, devido às atividades como a circulação de veículos nas praias, pisoteio e ancoragem de embarcações, mergulho em áreas críticas nos recifes de coral e recolha

para souvenirs, como conchas e corais, entre outras considerações. Diante disso, torna-se imperativo adotar medidas de proteção para preservar esses ecossistemas, incluindo a criação de Unidades de Conservação adequadas para proteger os pontos turísticos de destaque, como o Parque de Abrolhos, a Praia do Forte e o Arquipélago de Fernando de Noronha (**Capítulo 5**).

8. PESCA E PISCICULTURA

A pesca desempenha um papel econômico e social significativo, especialmente em diversas AUs brasileiras, como as que acompanham os grandes rios amazônicos (**Capítulo 6**), o Rio Paraná (**Capítulo 10**) e o Pantanal (**Capítulo 9**). Nas AUs do Rio Araguaia (**Capítulo 8**), a pesca tem uma baixa importância devido à presença limitada de corpos de água permanentes. Nas AUs do Rio Guaporé (**Capítulo 7**), o potencial pesqueiro é muito baixo, já que a maioria das áreas alagáveis é periodicamente seca e desconectada do canal do rio. A pesca se concentra principalmente no próprio canal do baixo curso do Rio Guaporé. Ele representa o quinto principal destino de pesca esportiva no Brasil, porém o turismo desordenado cria pesados danos ambientais.

Os ricos estoques pesqueiros nas várzeas (**Capítulo 6**) são essenciais para o abastecimento de proteína animal para a população ribeirinha e os centros urbanos. Estudos estimam um potencial de captura de 900.000 Mg ano⁻¹ para os grandes rios da Bacia Amazônica, dos quais apenas metade é utilizada atualmente. A pesca é dividida entre profissional e de subsistência, mas as estatísticas são limitadas. A pesca tem um impacto ambiental relativamente baixo na várzea. Os principais desafios nos rios amazônicos estão relacionados à gestão pesqueira, regulamentação e aplicação da legislação. De importância local são os experimentos de manejo descentralizado pelas comunidades no baixo Amazonas, no estado do Pará, e na Reserva Extrativista de Mamirauá, perto de Tefé. A finalidade dessa abordagem é transferir, em conjunto com os direitos de uso, também as responsabilidades para a proteção dos estoques e do meio ambiente dos respectivos lagos. A implementação no Pará tem se mostrado difícil, não apenas devido a questões organizacionais no nível das comunidades, mas principalmente devido a vários problemas administrativos e políticos (McGrath *et al.*, 2020) (**Capítulo 6**). A pesca de peixes ornamentais se concentra nos riachos da região do médio Rio Negro, perto de Barcelos. A principal espécie de exportação era o neon tetra (*Paracheirodon axelrodi*). No entanto, nos últimos anos, a criação em cativeiro reduziu a demanda por espécimes capturados na natureza.

No Pantanal (**Capítulo 9**), a pesca é essencial para a subsistência das comunidades ribeirinhas, sendo uma parte integral de seu modo de vida e servindo como um pilar de subsistência há gerações. No entanto, o perfil da pesca se modificou ao longo dos anos no Pantanal. Antes, era permitido aos pescadores profissionais artesanais o uso

de redes e tarrafas em suas pescarias. No entanto, a partir da Portaria Sudepe/MS nº 25/1983 e dos Decretos Estaduais nº 5.646/1990 e 7.362/1993, a pesca profissional artesanal perdeu poder de pesca e espaço político para o emergente setor turístico pesqueiro, devido a ser permitido apenas o uso do anzol. Silva (1986) estimou que cerca de 17.000 pescadores esportivos atuavam anualmente na região, capturando em média 40 kg por pescador e perfazendo um total de aproximadamente 680 t/ano para a categoria. A partir desses números, estima-se que a captura total registrada no Pantanal Sul em 1984 foi em torno de 2.800 toneladas, das quais os pescadores profissionais artesanais capturaram 3/4 e os pescadores esportivos, o quarto restante. Cerca de 23 espécies do Pantanal são peixes migratórios de longa distância, que sobem os afluentes nos planaltos para desovar. Atualmente, a fragmentação dos rios por barragens, mudanças ambientais a montante em sinergia com as alterações climáticas, afetarão negativamente o rendimento da pesca e a segurança alimentar na Bacia do Alto Paraguai (BAP).

Apesar da extensa costa brasileira e da Zona Econômica Exclusiva (ZEE), as águas nacionais têm uma baixa concentração de nutrientes, o que não favorece a existência de grandes estoques pesqueiros. Ao longo do litoral, os exercícios de manejo e utilização dos recursos pesqueiros, como peixes, moluscos e crustáceos, são complicados devido à ausência de dados estatísticos abrangentes sobre a produção pesqueira nacional. A maioria dos principais recursos pesqueiros já está explorada ou superexplorada, tornando difícil aumentar os esforços de pesca. Além disso, devido ao conhecimento limitado da biodiversidade dos recursos marinhos brasileiros e das atividades pesqueiras, a proteção de substâncias bioativas de organismos marinhos com aplicações biotecnológicas nas indústrias médicas, farmacêuticas, cosméticas e alimentícias enfrenta os desafios **(Capítulo 2)**.

Com base em uma publicação de Vaske-Junior e Rotundo (2023), que realiza uma revisão da diversidade de peixes associados a habitats caracterizados por manguezais, marismas e áreas estuarinas, algumas espécies são encontradas, ao menos em alguns estágios de seus ciclos de vida. Segundo esse levantamento, de 75 referências produziu um total de 604 espécies de peixes distribuídas em 123 famílias, com 43% (262) dessas espécies presentes nas regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul, incluindo espécies de importância econômica.

A piscicultura está ganhando importância crescente no Brasil como uma fonte crucial de abastecimento de pescado para a população. O impacto resultante no meio ambiente em forma de modificações do leito dos riachos, poluição da água e liberação de espécimens geneticamente modificadas ou espécies exóticas ainda carece de uma avaliação mais abrangente devido à falta de estudos.

Na área costeira, se destaca a construção de viveiros para a produção de camarões pelos impactos dela decorrentes. Destacam-se os impactos provocados sobre a fauna local pelo cultivo em cativeiro de espécies exóticas, com a consequente perturbação do equilíbrio ecológico e funcional do ecossistema e áreas costeiras adjacentes. Ade-

mais desses impactos ecológicos, se somam os de cunho social, pelo deslocamento e exclusão de comunidades dos seus territórios tradicionais de pesca que ocorreram e ocorrem em algumas áreas. Empreendimentos de carcinicultura facilitam a liberação quase que imediata do CO₂ para a atmosfera. Tais liberações ocorrem quando da remoção da cobertura vegetal (desmatamento) para instalação dos tanques de cultivo, passando os sedimentos do manguezal a liberar cerca de 50 vezes mais de carbono que a quantidade sequestrada.

9. AGROPECUÁRIA

Conforme evidenciado ao longo deste livro, as atividades agropecuárias representam uma ameaça significativa para a maioria das pequenas AUs no Brasil. A drenagem de solos encharcados e a modificação da vegetação natural causam perturbações no ciclo hidrológico, poluição dos corpos d'água devido ao uso de agrotóxicos e perda de biodiversidade. É imperativo aprimorar a legislação ambiental que aborda a proteção dessas áreas, a fim de evitar a manipulação dessas AUs e a perda dos diversos serviços ecossistêmicos que elas oferecem tanto ao meio ambiente quanto à população. Entretanto, o setor agropecuário detém poder econômico e político específico, o que resulta em forte oposição à tentativa de implementação de uma legislação ambiental mais eficaz.

Por outro lado, em algumas grandes PUs, as atividades agrícolas e pecuárias têm uma longa tradição e são parte integrante da economia regional e da cultura de uma parcela da população rural. Nas várzeas amazônicas, por exemplo (**Capítulo 6**), os solos férteis permitem a exploração das áreas mais elevadas para a agricultura. No entanto, a topografia ondulada limita essa exploração a pequenas áreas, exigindo um grande contingente de mão de obra. Embora os pequenos produtores possam comercializar seus produtos nos próximos centros urbanos, a produção é sujeita a um período relativamente curto durante a estação seca. A mudança climática está aumentando a frequência de enchentes e secas intensas, o que amplia o risco de perdas nas colheitas e até mesmo na infraestrutura das comunidades locais. A pecuária sofre também das secas e enchentes extremas. O desmatamento da floresta alagável com a finalidade de aumentar os pastos diminui a diversidade de macro-habitats e a oferta de itens alimentares para a fauna, inclusive de peixes de valor comercial (**Capítulo 6**).

No Pantanal, a pecuária possui uma tradição centenária e representa um setor econômico crucial para a região (**Capítulo 9**). As condições ecológicas, marcadas por períodos secos e de inundação, tornam a competição econômica com as fazendas do Cerrado adjacentes um desafio. Do ponto de vista ambiental, a criação de gado desempenha um papel importante na manutenção de uma paisagem diversificada, composta por diversos macro-habitats. Isso não apenas melhora a beleza cênica, promovendo o ecoturismo, mas também contribui para a preservação da diversidade de plantas e

animais. No entanto, é necessário controlar certas atividades de manejo destrutivo, que visam aumentar a produção, como o desmatamento de florestas e a drenagem de áreas pantanosas.

Atividades agropecuárias também estão presentes na PU do Rio Araguaia (**Capítulo 8**). A criação de gado é intensificada em algumas regiões devido à eliminação ilegal da vegetação arbusto-arbórea. No sudeste da Ilha do Bananal, a construção de *polders* permite atividades agropecuárias intensivas. O impacto no meio ambiente não pode ser avaliado devido à falta de dados, como o uso de agrotóxicos nas cadeias alimentares aquáticas e terrestres.

10. RECURSOS MADEIREIROS

As AUs ao longo dos grandes rios amazônicos, as áreas ribeirinhas ao longo dos pequenos riachos e diversos macro-habitats em outras PUs são cobertas por florestas. Na maioria das AUs menores, nas AUs savânicas e nos igapós, as áreas florestadas devem ser protegidas devido à sua importância para a biodiversidade, as cadeias alimentares e outros aspectos. O crescimento das árvores nos igapós é bastante lento devido à baixa fertilidade dos solos. O aproveitamento dessas florestas deve ser restrito ao uso de produtos não madeireiros (PFNM), como frutos, fibras têxteis, óleos, resinas, plantas medicinais e outros recursos (**Capítulo 6**).

Somente as florestas de várzea possuem potencial madeireiro, onde dezenas de espécies são exploradas. No entanto, a exploração comercial de madeira tem sido, durante muito tempo, insustentável, predatória e, na maioria dos casos, ilegal. Apenas recentemente foram feitos esforços para legalizar e aumentar a sustentabilidade das práticas florestais, como a criação de programas de manejo florestal comunitário que envolvem de forma participativa as comunidades tradicionais. Um avanço importante foi o desenvolvimento do conceito GOL (*Growth-Oriented Logging*), que estabelece ciclos e diâmetros mínimos de corte para as principais espécies madeireiras, com base em modelos de crescimento em diâmetro, altura e volume (**Capítulo 6**). Os experimentos de silvicultura ainda estão em estágio inicial.

O ecossistema manguezal é legalmente considerado como Área de Preservação Permanente (APP) de acordo com a Lei nº 12.651/2012, onde uma exploração comercial de madeira não poderia ser considerada. Entretanto, do ponto de vista das atividades cotidianas, principalmente das artes de pesca, as comunidades associadas ao ecossistema fazem uso de troncos do mangue-branco (*Laguncularia racemosa*), para o que acaba tendo uma certa condescendência por parte das autoridades, uma vez que a espécie rebrota em vários troncos após o corte (**Capítulo 2**).

11. AMEAÇAS

Vários capítulos deste volume destacam o tremendo impacto negativo do agronegócio nas áreas úmidas ripárias e em outros tipos de pequenas AUs. Em muitas áreas do Cerrado, devido ao uso intensivo pelo agronegócio, os recursos hídricos superficiais já estão esgotados, e riachos que costumavam transportar água limpa ao longo do ano agora ficam secos por vários meses.

Entretanto, o propósito desta análise crítica não é menosprezar a importância do agronegócio para a economia do país e para a produção de alimentos. Ela apenas destaca os problemas que o agronegócio já enfrenta atualmente e que enfrentará em maior escala no futuro, caso não trate os recursos hídricos de maneira responsável e sustentável a médio e longo prazos. Podemos tomar como exemplo a experiência dos Estados Unidos. Atualmente, o Rio Colorado descarrega apenas 80% da água que possuía em 2000, sendo a maior parte do consumo devido à segurança agrícola. O governo está promovendo o uso regular de água para evitar maiores problemas na produção de energia hidrelétrica e no abastecimento da população. No Vale Central da Califórnia, a irrigação das plantações de amendoim e pistache consome 80% da água disponível. Os recursos hídricos, incluindo a água subterrânea, foram esgotados, levando os agricultores a abandonarem a produção desses produtos. Até o momento, não existem estudos no Brasil que acompanhem o desenvolvimento do lençol freático em áreas de cultivo de soja, cana-de-açúcar e milho.

Outra ameaça vem do setor de mineração. Alguns desastres nas últimas décadas chamaram a atenção do público. Em 2015, a barragem de resíduos de uma represa de mineração no município de Mariana (Minas Gerais) se rompeu. A avalanche de lama destruiu a cidade de Bento Rodrigues, também afetou a cidade de Paracatu de Baixo, resultando na morte de 19 pessoas. Os sedimentos contaminados por metais pesados poluíram o Rio Doce e as áreas ripárias em um trecho de aproximadamente 700 km até o estuário no Oceano Atlântico. Um acidente semelhante ocorreu em 2019 na cidade de Brumadinho, também em Minas Gerais, resultando na morte de cerca de 300 pessoas e na poluição do Rio Paraopeba e de suas áreas ripárias em um trecho de aproximadamente 250 km (**Capítulo 11**).

Nas últimas décadas, o Brasil tem investido fortemente na construção de barragens para a produção de energia hidrelétrica. Algumas dessas barragens cobrem áreas de vários milhares de quilômetros quadrados, transformando a paisagem em sistemas lacustres artificiais. A construção de barragens afeta as áreas úmidas não apenas nas regiões cobertas pelas próprias barragens, mas também a vegetação das áreas ripárias rio abaixo, devido à alteração do regime hidrológico. Um exemplo disso é o Rio Uatumã, na Amazônia, onde a represa do Rio Manso afetou a área alagável rio abaixo em um trecho de aproximadamente 125 km (**Capítulo 15**). A interrupção da conectividade hidrológica afeta muitos organismos aquáticos, especialmente as espécies migratórias de peixes (**Capítulo 15**).

No que tange à Zona Costeira, no caso das bacias hidrográficas que confluem com as águas do Oceano Atlântico, as infraestruturas de barragens ao longo do curso dos rios ou na porção mais próxima aos estuários geram sérios impactos ao ambiente. Entre outros, destacamos os impactos da sequência de barragens ao longo do curso do Rio São Francisco SE/BA, reduzindo sobremaneira o aporte de sedimentos na foz, sendo responsável por forte erosão e pela penetração da cunha salina, comprometendo poços artesianos e atividades agrícolas das comunidades humanas; e o caso da Barragem de Pedra do Cavalo, no Rio Paraguaçu/BA, alterando o comportamento das marés nos municípios a jusante da barragem. Fatos como os aqui enunciados certamente terão seus efeitos magnificados com o recrudescimento dos efeitos das mudanças do clima (**Capítulo 2**).

12. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Um ponto crucial para o manejo sustentável e a proteção dos diferentes tipos de AUs são a definição e a delimitação de suas áreas, tanto em termos da nomenclatura popular quanto da definição científica. O fato de que a maioria das AUs sofre variações nos níveis de água oferece espaço para os tomadores de decisão delimitarem as áreas protegidas dentro dos níveis máximos e mínimos de inundação. No entanto, interesses divergentes muitas vezes levam a conflitos entre os usuários das áreas e seus recursos, sendo frequentemente os grupos economicamente mais fortes os vencedores dessas verdadeiras quedas de braço nos debates e nas decisões políticas.

O fato de que a delimitação ecológica, que considera o nível médio máximo do nível d'água como limite das AUs, atualmente enfrenta forte oposição por parte do agronegócio não diminui o seu valor. Isso apenas evidencia que a abordagem científica trata desse assunto de forma abrangente, com uma visão de médio e longo prazos, enquanto o agronegócio prioriza apenas os lucros imediatos, sem considerar os danos futuros. Vieira (2000) chamou atenção para os problemas legais relacionados ao uso e à proteção das várzeas amazônicas. Ele cita exemplos de regulamentos contraditórios e propõe a coleta e publicação de todas as leis e regulamentos em um único volume. Isso iria facilitar a identificação de contradições e preencher lacunas na legislação, facilitando ações públicas e privadas no manejo dos recursos da várzea dentro da legislação existente.

Em geral, a legislação atende às exigências do agronegócio, que busca aproveitar ao máximo a área de cultivo utilizando o nível mais baixo da água como ponto de partida. Isso foi evidenciado na formulação da nova Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), promulgada em 2012 (Lei nº 12.651/2012), que trata da proteção das áreas úmidas ripárias. Essa lei define uma área protegida a partir do leito do riacho, ou seja, considerando o seu nível mais baixo. No entanto, essa definição resulta em uma redução significativa da extensão da área ripária protegida (Campagnolo *et al.*, 2017) e não leva em conta os impactos das variações bruscas de descargas em áreas semiáridas (Andrade, 2015).

A discrepância entre a abordagem científica e a legislação em vigor é evidente no caso das veredas (**Capítulo 18**). Existem diferentes definições científicas para esse tipo de ambiente, assim como várias leis federais e estaduais que tratam do assunto. Uma análise das mudanças na legislação federal que abrange as veredas ao longo dos últimos 40 anos revela que a Lei nº 12.651 (Brasil, 2012), atualmente em vigor, representa um retrocesso na proteção dessas áreas. Os autores do **Capítulo 18** propõem uma revisão da definição de veredas, abrangendo os diferentes tipos existentes. Além disso, eles recomendam a correção do artigo 4º, alínea XII, para evitar dúvidas quanto à proteção abrangente de toda a extensão dessas áreas, e não apenas de sua faixa marginal. O sorteio para delimitar uma vereda deveria ser a presença de solos hidromórficos, e não apenas solos permanentemente brejosos e encharcados. Os diferentes tratamentos legais das veredas nos estados, conforme apresentado também no **Capítulo 18**, não são recomendados para esclarecer a situação jurídica.

No Brasil, a proteção legal dos ambientes da zona costeira é tratada por vários documentos legais internacionais, nacionais, estaduais e municipais, devido à enorme importância dessas áreas, que são ocupadas por uma grande parcela da população nacional e abrigam uma biodiversidade significativa de fauna e flora, além de fornecerem uma ampla gama de serviços ecossistêmicos. A zona costeira é integrada por inúmeros bens da União, como consignado na Constituição Federal (1988, art. 20). Tais bens podem ser dominiais (como as terras de marinha) ou de uso comum do povo (como as praias), mas sempre serão públicos federais. Em uma análise específica da Zona Costeira brasileira, a qualificação constitucional desse ambiente, como patrimônio Nacional perante a Constituição de 1988 que o define como um “patrimônio nacional”, estabelecido em seu art. 225, parágrafo 4º, “sua utilização far-se-á na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais”. Em relação à zona costeira, ao estabelecer a Constituição que a utilização da Zona Costeira se fará na forma da lei, regida por legislação específica sobre a matéria (Lei nº 7.661/88). A Lei nº 7.661/88 instituiu o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro – PNGC, conceituou a Zona Costeira como “o espaço geográfico de interação do ar, do mar e da terra, incluindo seus recursos renováveis ou não, abrangendo uma faixa marítima e outra terrestre”, preocupada com a preservação dos principais atributos do litoral brasileiro. Por recursos naturais renováveis, são explicitados no art. 3º do PNGC: recifes, parcéis e bancos de algas; estuários e lagunas, baías e enseadas; praias; costões; restingas e dunas; manguezais e pradarias submersas.

Como corolário desse breve histórico sobre o arcabouço legal que garante a proteção do ambiente da Zona Costeira brasileira, resta mencionar a Convenção de Ramsar (2 de fevereiro de 1971), tratado intergovernamental que estabelece marcos para ações nacionais, com o objetivo de promover a conservação e o uso racional de áreas úmidas no mundo. Estabelecida em fevereiro de 1971, está em vigor desde 21 de dezembro de 1975, tendo sido aprovada pelo Congresso Nacional em **16 de junho de 1992** (Decreto Legislativo nº 33), e o depósito da ratificação realizado em 1993. No **Capítulo 9**, encontra-se a proposta

de adaptação do Projeto de Lei do Senado Federal (PL Pantanal nº 5482/2020) para abrigar as demais AUs, tanto das interiores como das que integram o sistema costeiro-marinho: “Dispõe sobre a conservação, a proteção, a restauração e a exploração sustentável do bioma Pantanal e altera o art. 36 da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza”. Apresenta critério de aplicação do licenciamento ambiental para empreendimentos de significativo impacto ambiental, com fundamento em estudo de impacto ambiental e respectivo relatório - EIA/RIMA.

É nessa perspectiva que sugerimos ampliar e adequar os termos do PL Pantanal nº 5482/2020, no sentido de abrigar os demais biomas brasileiros. Especificamente para o caso das AUs costeiras, é mandatório que se exija dos governos, em seus três níveis, implantação urgente de um regramento do saneamento básico e das ações previstas na Política Nacional de Resíduos Sólidos, incluindo as bacias hidrográficas. Ao resumir a situação ecológica das diferentes AUs, é evidente que a regularização pela legislação federal e pelas leis e regulamentos estaduais ainda não é suficiente para garantir o manejo sustentável e a proteção adequada das AUs brasileiras.

13. PROTEÇÃO AMBIENTAL

A melhor proteção para os diferentes tipos de AUs e para os recursos hídricos em geral existe nos diferentes tipos de reservas. Na Amazônia brasileira existem 340 unidades de conservação em níveis federal e estadual que abrangem mais que 1,22 milhão de km² (aproximadamente 24,3% de cobertura da Amazônia brasileira) (**Capítulo 6**). Essas unidades de conservação (UCs) são integradas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e podem ser classificadas em duas grandes categorias: As UCs de Proteção Integral (Parque Nacional-PARNA, Parque Estadual-PES, Reserva Biológica-REBIO, Estação Ecológica-ESEC, Refúgio de Vida Silvestre-REVIS) e as UCs de Uso Sustentável (Reserva de Desenvolvimento Sustentável-RDS, Reserva Extrativista-RESEX, Floresta Nacional-FLONA, Floresta Estadual, Área de Proteção Ambiental-APA, Área de Relevante Interesse Ecológico-ARIE, Reserva de Fauna-REFAU, Reserva Particular do Patrimônio Natural-RPPN). As 382 terras indígenas (TIs) criadas nas últimas décadas têm uma cobertura de mais de 1,15 milhão de km² na Amazônia brasileira (cerca de 22,8% de cobertura). Além disso, existem ainda algumas terras quilombolas, por exemplo, na bacia do Rio Trombetas (*Science Panel for the Amazon*, 2021). Pormenores são apresentados no **Capítulo 6**. Em todas as áreas protegidas existem diferentes tipos de AUs. Pelo número de áreas protegidas e pela extensão territorial que abrangem, tanto o governo federal quanto os governos dos estados merecem reconhecimento público nacional e internacional (**Capítulo 6**).

No entanto, os meros números não significam proteção total. Milhares de garimpeiros ilegais invadiram os territórios indígenas na Amazônia, perseguindo seus povos, destruindo o meio ambiente e contaminando solos e água com mercúrio. A grilagem de terras

protegidas por agricultores e pecuaristas, bem como a destruição ilegal da floresta por madeiras, é ameaça real que também afeta as áreas úmidas e seus recursos hídricos. Isso demonstra que a mera designação de áreas protegidas não é suficiente. É necessário implementar e controlar rigorosamente os regulamentos.

De importância específica para a proteção de AUs são os sítios Ramsar. O estabelecimento de um sítio Ramsar significa o reconhecimento internacional do valor ecológico de uma paisagem. Para todo território nacional, o governo brasileiro declarou 25 áreas como sítios Ramsar (Convenção de Ramsar 1971), com uma área total de 24.646.410 ha: quatorze sítios incluem AUs interiores e onze AUs costeiras. No que tange à proteção ambiental dos Sítios Ramsar brasileiros referentes às AUs costeiras, em sua maioria, são reunidos diferentes ecossistemas, tais como manguezais, restingas, dunas, lagoas e planícies costeiras, onde as exceções desses sítios ficam por conta dos recifes de coral, como ecossistemas-alvo. A proteção desses ambientes tem por objetivos primeiros a salvaguarda de aves migratórias e/ou componentes da ictiofauna, dentre outras características ecológicas.

A maioria dos sítios Ramsar das AUs interiores é incluída na classificação brasileira como PU em nível de classe. Cinco sítios estão localizados nas várzeas e igapós da Amazônia, quatro sítios no Pantanal, e um nas áreas alagáveis dos rios Araguaia e Paraná, respectivamente, com 35.973 hectares, localizado na área da Mata Atlântica; e o sítio de Lund-Warming/APA Carste de Lagoa Santa, com 23.865 hectares, em uma região cárstica. Os capítulos deste livro que tratam das AUs das Savanas de Roraima (**Capítulo 11**) e das cabeceiras do Rio Xingu (**Capítulo 14**) descrevem paisagens ecológicas grandes e muito complexas, e propuseram sua inclusão na classificação brasileira de nível de classe. Recomendamos que o Ministério do Meio Ambiente, em cooperação com os órgãos competentes e cientistas locais, delimite áreas representativas dessas paisagens para submetê-las à diretoria da Convenção como novos sítios Ramsar.

Estamos em plena vigência da Década da ONU para Restauração de Ecossistemas (2021-2030). As iniciativas de restauração contam com conhecimento técnico e algumas experiências práticas pontuais, é possível coordenar com critérios objetivos esse tipo de ação. Grandes ou pequenos projetos de restauração têm seu ponto fraco nas fases iniciais, de concepção e de execução. Um estudo pioneiro enfoca nas florestas ribeirinhas do Pantanal (**Capítulo 9**) com o objetivo de investigar, sob abordagens inovadoras, como a utilização do conceito de macro-hábitat e local preferencial das espécies no gradiente hidromorfológico pode guiar a restauração de AUs. Ênfase maior na metodologia e implementação de orientação técnica, aborda descobertas inesperadas, contratempos e lições apreendidas durante a pesquisa, fornecendo informações valiosas sobre práticas de restauração de AUs ripárias.

Manguezais vêm perdendo suas áreas ao longo das últimas décadas. É fato que merece destaque para a função do ecossistema como importante sequestrador (fotossíntese) e fixador de CO₂ (fitomassa aérea e subterrânea e sedimentos com altos teores

de matéria orgânica), provedor de recursos alimentares, habitat de grande biodiversidade, e protetor da linha de costa. As ações de restauração de manguezais se diferenciam da “jardinagem”, garantem maiores expectativas de sucesso e devem obedecer a determinados critérios (*Mangrove Action Project* – MAP, atua em uma diversidade de localidades nas costas tropicais, em conjunto com outras entidades internacionais, ajudando a preservar, restaurar e educar sobre os manguezais globais) (**Capítulo 2**).

14. SITUAÇÃO CIENTÍFICA E LACUNAS DE CONHECIMENTO

Os capítulos apresentados neste volume mostram que o Brasil possui uma comunidade científica especializada no assunto, disposta a colaborar com o Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima e outras entidades públicas, para resolver os problemas pendentes. Eles mostram um conhecimento amplo, porém pontual, de muitos aspectos da ecologia das AUs, e indicam também as grandes lacunas de conhecimento, que ainda existem. Em quase cada universidade existem cientistas ou grupos de cientistas que tratam de AUs. Alguns desses grupos são muito fortes e têm destaque internacional. Os participantes do levantamento das AUs costeiras são listados na seção técnica I, aqueles das AUs interiores são os autores dos respectivos capítulos.

Nas AUs interiores destacam-se a Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, MT; a Embrapa Pantanal, em Corumbá; o grupo de trabalho “Ecologia, monitoramento e uso sustentável de Áreas Úmidas – MAUA, no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, AM; o Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos (Unisinos), em São Leopoldo, RS; o Centro para Pesquisas em Limnologia, Ictiologia, e Aquicultura na Universidade Estadual de Maringá (Nupelia), Maringá, PR; o Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Socioambiental de Macaé (NUPEM/UFRJ), Macaé, RJ; e o Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), em Belém, PA. A Associação Brasileira da Limnologia (ABL), fundada em julho de 1982, trata também das AUs. Em 2008 o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU) foi estabelecido na Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT). Com amplo conhecimento sobre as AUs nacionais e com imparcialidade, o INAU mostrou a sua capacidade de montar e liderar também projetos de cooperação em nível nacional, cujo resultado é o presente livro.

Sendo as AUs ecossistemas na interface entre ecossistemas terrestres e aquáticos, muitas outras disciplinas, como limnologia, oceanografia, zoologia, botânica, geomorfologia, pedologia e hidrologia também contribuem para o conhecimento delas. Os artigos apresentados neste volume mostram a ampla gama de informações técnicas coletadas sobre os diferentes tipos de AUs, incluindo as informações existentes nas diferentes disciplinas científicas. Nem todos os cientistas fizeram parte desse esforço, mas o fato de que mais de 100 cientistas participaram como autores neste levantamento demonstra a grande capacidade científica existente no país. Os editores deste livro esperam que este

volume estimule os cientistas que trabalham com AUs não abordadas aqui a tomarem a iniciativa de editar um volume complementar para preencher as lacunas existentes.

No entanto, essa rápida análise positiva não deveria camuflar as grandes lacunas existentes, tanto em relação à falta de capacidades infraestruturais e de pessoal (recursos humanos), quanto ao conhecimento científico. O Brasil cobre uma área de 8.510.000 km² em diferentes biomas, dos quais grandes áreas ainda não foram estudadas. Todos os capítulos deste volume indicam pequenas ou grandes lacunas de conhecimento em suas respectivas áreas de estudo. Essas lacunas existem nas disciplinas clássicas, como no levantamento e na descrição das espécies de plantas e animais, e na caracterização dos fatores físico-químicos ambientais, bem como em estudos mais sofisticados sobre os processos ecossistêmicos. De importância fundamental é um programa de levantamento das AUs brasileiras baseado em técnicas de sensoriamento remoto. Aspectos tecnológicos são discutidos no **Capítulo 19** sobre os campos de murunduns.

Análises da literatura mostram consideráveis contradições nos dados, como a extensão das turfeiras (**Capítulo 20**). O fato de que grandes áreas, principalmente na Amazônia, ainda não foram estudadas devido à dificuldade de acesso, resulta em interpretações divergentes de dados de sensoriamento remoto ou de levantamentos vegetacionais. Certamente, algumas áreas de igapós (**Capítulo 6**) e campinaranas (**Capítulo 13**) acumulam matéria orgânica, porém a sua inclusão como turfeiras é problemática e requer levantamentos mais detalhados. As discrepâncias na definição de algumas AUs criam problemas para a legislação ambiental, como demonstrado no Capítulo 18 sobre as veredas.

Enquanto o conhecimento básico sobre as AUs e sua distribuição ainda apresentam lacunas, as modificações ambientais em larga escala causadas pelo agronegócio, mineração e grandes represas e hidrovias, estão em pleno andamento. Os capítulos mostram que respostas políticas e administrativas relacionadas ao manejo sustentável das AUs e suas funções para a hidrologia da paisagem e biodiversidade são urgentes para reduzir os impactos negativos na ecologia das macrorregiões e seus habitantes. Em geral, são necessários investimentos financeiros significativos na infraestrutura e em pessoal técnico das universidades e institutos de pesquisa, a fim de permitir o adequado acompanhamento científico do rápido crescimento populacional e econômico do país.

REFERÊNCIAS

Andrade J. H. R. (2015). Mudanças na forma de delimitar a área de proteção permanentes (APP) dos rios e suas implicações para os rios Semiáridos. II workshop Internacional sobre a água no semiárido brasileiro. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional. UEPB. Campina Grande, PB.

Brandão, A.M.; Baccas, D.; Areal, G.R.E; Martins, M.R.S.; Lima, M.G.; Brito, R.S.P. & Ferreira, T.G. (2016). Principais aspectos da nova regulamentação do Cadastro Ambiental Rural (CAR). Revista do BNDES, 45:197-241.

Brasil (Presidência da República). (1988). Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. [Internet]. Diário Oficial da União. 1988 outubro 05 [citado em 2023 fev. 03]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm

Brasil (Presidência da República). (1988). Lei nº 7.661, de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial da União. 1988 maio 16 [citado em 2023 fev. 05]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm

Brasil (Congresso Nacional). (1992). Decreto Legislativo nº 33, de 1992. Aprova o texto da convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas, concluída em Ramsar, Irã, a 2 de fevereiro de 1971. [Internet]. Diário Oficial da União. 1992 junho 17 [citado em 2023 mar. 03]. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decleg/1992/decretolegislativo-33-16-junho-1992-358327-publicacaooriginal-1-pl.html>

Brasil (Presidência da República). (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 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. [Internet]. Diário Oficial da União. 2012 maio 28 [citado em 2023 fev. 03]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm

Campagnolo, K.; Silveira, G.L.; Miola, A.C. & Silva, R.L.L. (2017). Área de Preservação Permanente de um rio e análise da legislação de proteção da vegetação nativa. *Ciência Florestal*, 27(3):831-842. <https://doi.org/10.5902/1980509828633>

Diegues, A.C.S. (1994). An inventory of Brazilians wetlands. IUCN, Gland, Switzerland: 215p.

MapBiomias (Água). (2021). A dinâmica da superfície de água no território brasileiro. Principais resultados do Mapeamento anual e mensal da superfície de água no Brasil entre 1985 até 2020. Disponível em: <https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/MapBiomias>. Acesso em: 03 agosto 2023.

McGrath, D.G., Arantes, C., Gama, A.S.P. da, Castello, L., Almeida, O.T. de, Miorando, P.S. & Pezutti, J. (2020). Manejo comunitário da pesca no Baixo Amazonas, Estado do Pará. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Schöngart, J. (eds.). *Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável*. Manaus, Editora do INPA. pp. 226-241.

Montoya, M.A. & Finamore, E.B. (2020). Os recursos hídricos no agronegócio brasileiro: Uma análise insumo-produto do uso, consumo, eficiência e intensidade. *Revista Brasileira de Economia*, 74(4): 441–464. <https://doi.org/10.5935/0034-7140.20200021>

Ramsar. (1971). Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. Disponível em: https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/current_convention_text_e.pdf. Acesso em: abril de 2023.

Rovai, A.S., Twilley, R.R., Worthington, T.A. & Riul, P. (2022). Brazilian mangroves: blue carbon hotspots of national and global relevance to natural climate solutions. *Frontiers in Forests and Global Change, Sec. Tropical Forests*, 4: 1-11. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.787533>

Science Panel for the Amazon (2021). Executive Summary of the Amazon Assessment Report. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York. Disponível em: https://www.aamazoniaquequeremos.org/spa_publication/sumario-executivo-do-relatorio-de-avaliacao/

Silva, M.V. (1986). Mitos e Verdades sobre a Pesca no Pantanal Sul-Mato-Grossense. FIPLAN. 86 p.

Scott, D. & Carbonell, M. (1986). A directory of neotropical wetlands. IUCN Cambridge and IWRB Slimbridge, United Kingdom: 684p.

Vaske-Junior, T. & Rotundo, M.M. (2023). Fish communities of mangroves and salt marshes along the Brazilian coast. In: Y. Schaeffer-Novelli *et al.* (eds.). *Brazilian Mangroves and Salt Marshes, Brazilian Marine Biodiversity*, Springer Nature, Switzerland. pp. 201-232.

Vieira, R. dos S. (2000). Legislation and the use of Amazonian floodplains. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds.). *The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management*. Backhuys Publishers b.V., Leiden. pp. 505-533.

LISTA DOS AUTORES

1. Adelar Mantovani, Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC
2. Adriano Braun, Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT),
3. Aguinaldo Silva, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS),
4. Alexandre Christófaros Silva, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM -MG
5. Alexandre Ebert – Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas, (INCT/INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
6. Alexander Zamorano Antunes, Instituto de Pesquisas Ambientais – IPA – SP.
7. Alfonso Pineda, Universidade Estadual de Maringá (UEM)
8. Amintas Nazareth Rossete, Universidade do Estado de Mato Grosso UNEMAT - MT
9. Anderson Germano da Silva de Souza, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ
10. Angelo Antonio Agostinho, Universidade Estadual de Maringá - UEM
11. Ani Cátia Giotto, Faculdade Logos – GO
12. Anielly Galego de Oliveira, Universidade Estadual de Maringá, PEA
13. Anna Carolina Fornero Aguiar, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ; Museu do Amanhã – Rio de Janeiro
14. Armando Soares dos Reis-Neto, Instituto BiomaBrasil
15. Arnildo Pott, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)
16. Bruna Mendel, Núcleo de Roraima, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA),
17. Bruno Coutinho Kurtz, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro
18. Camila Rodrigues Costa, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, MG.
19. Carlos Teodoro José Hugueney Irigaray, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
20. Cátia Nunes da Cunha, Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT/INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
21. Catia Urbanetz, Embrapa Pantanal, Corumbá
22. César Augusto Moreira, Universidade Estadual Paulista – UNESP - Rio Claro, SP.
23. Chesterton Ulysses Orlando Eugênio, Universidade Católica Brasília – DF
24. Clarice Casa Nova, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ
25. Cláudia Costa Bonecker, Universidade Estadual de Maringá - UEM
26. Daniel da Silva Farias, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ
27. Daniel Luis Zanella Kantek, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)
28. Deise Aparecida Junqueira, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Rio Claro SP
29. Diego Tassinari - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri UFVJM -MG
30. Edelin Jean Milien, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)

31. Edson Avelar Guimarães, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ
32. Eduardo Vieira dos Santos, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
33. Eduardo Guimarães Couto, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
34. Elaine Bernini, Universidade Federal da Paraíba – PB
35. Elder de Oliveira Sodré, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ
36. Erica Cezarine de Arruda, Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas, (INCT/INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP)
37. Fabio de Oliveira Roque, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), Wetlands International, Campo Grande
38. Felix Beer, University of Greifswald, parceiro no Greifswald Mire Centre, Alemanha.
39. Florian Wittmann, Karlsruher Institut für Technologie – KIT, Alemanha
40. Frederico Lage-Pinto, Universidade Federal da Paraíba – PB
41. Georg Irion, Department of Marine Geology, Research Institute Senckenberg, Wilhelmshaven, Alemanha
42. Gilmar Alves Lima Júnior, Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT – INAU)/ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT).
43. Gustavo Mazon Nunes, Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT – INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
44. Ingrid Horák-Terra, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM -MG
45. Isabel Terezinha Leli, Universidade Estadual do Oeste do Paraná
46. Jackson Adriano Albuquerque, Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC
47. Jaime Antonio de Almeida, Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC
48. Jepherson Correia Sales, Universidade Federal de Rondonópolis – UFR
49. João Vitor Fonseca da Silva, Universidade Estadual de Maringá
50. Jochen Schöngart, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus
51. John Ethan Householder, Karlsruher Institut für Technologie – KIT, Alemanha
52. Joisiane Mendes Araujo, Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas, (INCT/INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
53. José Cândido Stevaux, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)
54. Karl Matthias Wantzen, University of Strasbourg, France
55. Kazue Kawakita, Universidade Estadual de Maringá - UEM
56. Layon Oreste Demarchi, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus
57. Lígia Queiroz Matias, Universidade Federal do Ceará, CE
58. Lourdes Maria Abdu Elmoor Loureiro, Universidade Federal de Jataí
59. Lucas Moreira Furlan, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Rio Claro, SP.
60. Luciana de Mendonça Galvão, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
61. Maiby Glorize da Silva Bandeira, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)

- 62.** Márcio Rossi, Instituto de Pesquisas Ambientais – IPA – SP.
- 63.** Marco Aurélio Nalon, Instituto de Pesquisas Ambientais – IPA – SP.
- 64.** Maria Teresa Fernandez Piedade, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus.
- 65.** Maria Teresa Zugliani Toniato, Instituto de Pesquisas Ambientais – IPA – SP.
- 66.** Marília Cunha-Lignon, Universidade Estadual Paulista (UNESP)
- 67.** Marina Mitsue Kanashiro, Instituto de Pesquisas Ambientais – IPA – SP.
- 68.** Mariza Barion Romagnolo, Universidade Estadual de Maringá
- 69.** Mauricio Mussi Molisani, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Macaé, RJ
- 70.** Monica Aragona, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
- 71.** Mônica Gabrielly Paêlo, Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT – INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT).
- 72.** Natália Macedo Ivanauskas, Instituto de Pesquisas Ambientais – IPA – SP.
- 73.** Pablo Vidal-Torrado, Universidade de São Paulo – USP
- 74.** Paulo Teixeira Sousa Júnior, Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT/INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
- 75.** Rafael Lira Teixeira Santos, Universidade Federal do Rio de Janeiro – RJ
- 76.** Ranulfo Combuca da Silva Junior, Universidade Estadual de Maringá (UEM)
- 77.** Rayanne Barros Setubal, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ; Escola Técnica Paracambi
- 78.** Reinaldo Imbrozio Barbosa, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA
- 79.** Reinaldo Luiz Bozelli, Universidade Federal do Rio de Janeiro - RJ
- 80.** Renato de Almeida, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB
- 81.** Roseli Lopes da Costa Bortoluzzi, Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC
- 82.** Rosely Alvim Sanches, Universidade Estadual de Campinas UNICAMP – SP
- 83.** Sabrina Deosti, Universidade Estadual de Maringá, PEA
- 84.** Shanna Bittencourt, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)
- 85.** Sidinei Magela Thomaz, Universidade Estadual de Maringá - UEM
- 86.** Simoni Loverde-Oliveira, Instituto de Ciências Exatas e Naturais, Universidade Federal de Rondonópolis
- 87.** Stela Rosa Amaral Gonçalves, Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso
- 88.** Suelma Ribeiro Silva, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, Universidade de Brasília (UnB)
- 89.** Sylvio Romério Briglia-Ferreira, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio Roraima
- 90.** Tatiana Lobato-de-Guimarães, Universidad Autónoma de Querétaro, México; North Dakota State University, EUA
- 91.** Thiago Morato de Carvalho, Universidade Federal de Roraima (UFRR)

- 92.** Uidemar Moraes Barral, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília (UnB)
- 93.** Vali Joana Pott, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)
- 94.** Vânia Rosolen, Universidade Estadual Paulista – UNESP - Rio Claro, SP.
- 95.** Viviane Pagnussat Klein, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)
- 96.** Walfrido Moraes Tomas, Embrapa Pantanal, Corumbá
- 97.** Wolfgang J. Junk, Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso
- 98.** Yara Schaeffer Novelli, Universidade de São Paulo – USP; Instituto BiomaBrasil – Brasil.

INSTITUIÇÕES

- 1.** Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal (INPP)
- 2.** Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP)
- 3.** Embrapa Pantanal
- 4.** Escola Técnica Paracambi
- 5.** Faculdade Logos – GO
- 6.** Instituto BiomaBrasil – Brasil
- 7.** Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)
- 8.** Instituto de Pesquisas Ambientais (IPA) – SP
- 9.** Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro
- 10.** Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT/INAU)
- 11.** Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)
- 12.** Karlsruher Institut für Technologie – KIT, Alemanha
- 13.** Museu do Amanhã – Rio de Janeiro
- 14.** North Dakota State University, EUA
- 15.** Research Institute Senckenberg, Wilhelmshaven, Alemanha
- 16.** Universidad Autónoma de Querétaro, México
- 17.** Universidade Católica Brasília (UCB)
- 18.** Universidade de Brasília (UnB)
- 19.** Universidade de São Paulo (USP)
- 20.** Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT)
- 21.** Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)
- 22.** Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)
- 23.** Universidade Estadual de Maringá (UEM)
- 24.** Universidade Estadual do Oeste do Paraná
- 25.** Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
- 26.** Universidade Estadual Paulista (UNESP)
- 27.** Universidade Federal da Paraíba
- 28.** Universidade Federal de Jataí

- 29.** Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
- 30.** Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)
- 31.** Universidade Federal de Rondonópolis (UFR)
- 32.** Universidade Federal de Roraima (UFRR)
- 33.** Universidade Federal do Ceará
- 34.** Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
- 35.** Universidade Federal do Rio de Janeiro
- 36.** Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM)
- 37.** University of Greifswald, Alemanha
- 38.** University of Strasbourg, France
- 39.** Wetlands International