FLOVET - Flora, Vegetação e Etnobotânica ISSN 1806-8863
Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
Departamento de Botânica e Ecologia do Instituto de Biociências
Volume 4, Número 15, 2026:E260013
Janeiro/Dezembro, 2026
Páginas 1 - 20
doi 10.59621/flovet.2026.v4.n15.e20260013

Flora aquática de área úmida urbana

Rayssa Miranda Pires[1]
Universidade Federal de Rondonópolis

Gisele Catian[2]
Universidade Federal de Rondonópolis

RESUMO

Macrófitas aquáticas abrangem desde briófitas a angiospermas, sendo, em maioria, cosmopolitas, amplamente distribuídas em ambientes aquáticos continentais. Suas características morfofisiológicas adaptativas a esse habitat permitem o desenvolvimento destas em diversas formas de vida. Dadas as funções ecossistêmicas e ecológicas dessas plantas, conhecê-las promove a conservação, especialmente em áreas úmidas urbanas. Realizou-se um inventário de macrófitas aquáticas em três lagoas temporárias do Parque Natural Municipal de Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil. A flora foi identificada nos períodos seco e chuvoso; definiram-se as formas de vida e as categorias de extinção. Identificaram-se 42 espécies, em 17 famílias, sendo três samambaias. *Ludwigia* apresentou a maior riqueza de espécies; Cyperaceae e Fabaceae foram as mais ricas em espécies; anfíbia foi a forma de vida mais representativa; 16 espécies foram categorizadas como "Pouco Preocupante". Considerando a prevalência da flora aquática no período chuvoso, recomenda-se a conservação e o monitoramento dessas lagoas, garantindo a preservação dessas espécies.

Palavras-chave: Ensino por investigação; interdisciplinaridade; ensino de botânica; biologia vegetal.

[1] Bióloga Bacharel pela Universidade Federal de Rondonópolis (UFR). Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil. Endereço para correspondência: Av. dos Estudantes, 5055, Cidade Universitária, CEP: 78736-900. **ORCID**: https://orcid.org/0009-0006-2570-7987.
Lattes: http://lattes.cnpq.br/0727846598966881. **E-mail**: rayssamiranda603@gmail.com.

[2] Doutora em Ecologia e Conservação pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS). Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil. Docente na Universidade Federal de Rondonópolis (UFR). Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil. Endereço para correspondência: Av. dos Estudantes, 5055, Cidade Universitária, CEP: 78736-900. **ORCID**: https://orcid.org/0000-0003-4011-9930.
Lattes: http://lattes.cnpq.br/3222447021215852. **E-mail**: gcatian@gmail.com

Aquatic flora of an urban wetland

ABSTRACT

Aquatic macrophytes range from bryophytes to angiosperms and are mostly cosmopolitan, widely distributed in continental aquatic environments. Their morphophysiological traits adapted to this habitat enable them to develop in various life forms. Given the ecological and ecosystem functions of these plants, understanding their diversity contributes to conservation efforts, especially in urban wetlands. An inventory of aquatic macrophytes was conducted in three temporary ponds of the Parque Natural Municipal de Rondonópolis, Mato Grosso, Brazil. The flora was recorded during both dry and rainy seasons; life forms and extinction risk categories were determined. A total of 42 species were identified, belonging to 17 families, including three ferns. *Ludwigia* showed the highest species richness; Cyperaceae and Fabaceae were the most species-rich families; the amphibious life form was the most representative; and 16 species were categorized as "Least Concern." Considering the prevalence of aquatic flora during the rainy season, conservation and monitoring of these ponds are recommended to ensure the preservation of these species
Palavras-chave: Aquatic ecosystem; Hydrophyte; Pond; Seriema Park.

Flora acuática de humedal urbano

RESUMEN

Las macrófitas acuáticas comprenden desde briófitas hasta angiospermas y, en su mayoría, son cosmopolitas, ampliamente distribuidas en ambientes acuáticos continentales. Sus características morfofisiológicas adaptadas a este habitat les permiten desarrollarse en diversas formas de vida. Dadas las funciones ecológicas y ecosistémicas de estas plantas, su conocimiento contribuye a la conservación, especialmente en humedales urbanos. Se realizó un inventario de macrófitas acuáticas en tres lagunas temporales del Parque Natural Municipal de Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil. La flora fue registrada en los períodos seco y lluvioso; se definieron las formas de vida y las categorías de riesgo de extinción. Se identificaron 42 especies, pertenecientes a 17 familias, incluidas tres especies de helechos. *Ludwigia* presentó la mayor riqueza de especies; Cyperaceae y Fabaceae fueron las familias con mayor número de especies; la forma de vida anfibia fue la más representativa; y 16 especies fueron categorizadas como de "Preocupación Menor". Considerando la prevalencia de la flora acuática durante la estación lluviosa, se recomienda la conservación y el monitoreo de estas lagunas para garantizar la preservación de dichas especies.
Palavras-chave: Ecosistema acuático; Hidrófita; Laguna; Parque Seriema.

INTRODUÇÃO

Macrófitas aquáticas contêm suas partes fotossinteticamente ativas permanente ou temporariamente em contato com a água (COOK, 1999), abrangendo desde briófitas (como *Ricciocarpus natans* (L.) Corda) e pteridófitas (por exemplo, *Azolla* spp., *Salvinia* spp.) a angiospermas (BORNETTE; PUIJALON, 2009), incluindo a menor planta do mundo (*Wolffia brasiliensis* Wedd.) à maior aquática do mundo (*Victoria amazonica* (Poepp.) Sowerby) (POTT; POTT, 2000). Essas plantas representam 35% das famílias de monocotiledôneas e apenas 12,1% de eudicotiledôneas, sendo que somente algumas ordens são totalmente aquáticas, como Hydrocharitales, Zosterales, Alismatales, Podostemales e Nymphaeales (BORNETTE; PUIJALON, 2009), esta última dentro das Angiospermas basais.

Segundo os mesmos autores, dentre toda a diversidade vegetal vascularizada existente, menos de 2% são aquáticas. Entretanto, apesar da baixa representatividade, estas são cosmopolitas, desenvolvendo-se em diversos ambientes aquáticos, como lagoas, rios, planícies inundadas e margem de corpos d'água (IRGANG; GASTAL, 1996; ESTEVES, 1998; POTT;

POTT, 2000), representando até 95% da biomassa nesses ecossistemas (NEIFF, 2000).

Esses ambientes úmidos possuem características peculiares e sofrem variações ambientais contínuas, e para sobreviver a essas condições, as comunidades de macrófitas aquáticas apresentam adaptações morfológicas como, por exemplo, presença de aerênquima, maior superfície foliar, cutícula fina, pouca lignificação, estria de *Caspary* na endoderme, dentre outras, possibilitando-as suportar a baixa taxa de difusão dos gases e facilitando a mobilização e transporte de nutrientes na água (COOK, 1996; RASCIO, 2002; TUNDISI; TUNDISI, 2008). Devido a essas diferentes adaptações, estas plantas são classificadas segundo suas formas de vida como emergentes, anfíbias, flutuantes fixas e livres, submersas fixas e livres (COOK, 1996; ESTEVES, 1998; POTT; POTT, 2000) e epífitas (TUR, 1972), o que reflete os diferentes graus de tolerância ao gradiente hidrológico, influenciando a distribuição e sucessão das espécies dessas comunidades (PEDRALLI, 2003; THOMAZ; BINI, 2003). A presença de diferentes formas de vida resulta em heterogeneidade estrutural aumentando a diversidade de habitats disponíveis para os organismos aquáticos (THOMAZ et al., 2009), importante função ecológica desempenhada por essas plantas.

Dentre as outras funções ambientais essenciais oferecidas por esses vegetais, observa-se a produção primária, o fornecimento de substrato de refúgio e desova para os organismos, alimento, assim como a prestação de serviços ecossistêmicos, como a participação na ciclagem de nutrientes, na redução da turbulência d'água, na dinâmica dos sedimentos e no controle da erosão hídrica (POMPÊO, 2008; BORNETTE; PUIJALON, 2009; CHAURASIA, 2022; THOMAZ, 2023). Outros benefícios importantes são o potencial uso como espécies bioindicadoras, despoluidoras, produção de biogás e adubo, e controle de vetores de doenças de veiculação hídrica (ESTEVES, 1998; POTT; POTT, 2002; PEDRALLI, 2003; MOURA Jr. et al., 2011; NAM; CONG; THAO, 2023; KORSA; ALEMU; AYELE, 2024).

Apesar dos benefícios dessas comunidades vegetais, estas sofrem diversas ameaças antrópicas como a eutrofização, a canalização de rios, a construção de barragens, a captação de águas subterrâneas para a agricultura e consumo, a conversão do uso do solo, e a crescente expansão agrícola e urbana sobre áreas úmidas. Além disso, as mudanças climáticas atuam no desaparecimento de habitats aquáticos e das espécies de flora aquática (BORNETTE; PUIJALON, 2009; HOSSAIN et al., 2019). Dentre estas ameaças, a urbanização emerge como uma das principais causas da extinção de muitas espécies endêmicas e altamente adaptadas, levando à homogeneização taxonômica, funcional e genética dos ecossistemas urbanos (CLAVEL et al., 2011), como os fragmentos.

Pequenas áreas florestais urbanas têm grande biodiversidade – com os resquícios da vegetação original circundada por uma matriz urbana – e se tornam importantes para a conservação da vegetação de pequenos corpos d'água (MELO et al., 2011), os quais são subestimados pelos programas e relatórios institucionais, resultando em lacunas de conhecimento sobre estes (VIANA; PINHEIRO, 1998). Junk et al. (2014) definem áreas úmidas como locais que possuam presença, pelo menos periodicamente, de plantas aquáticas ou palustres e/ou presença de solo hidromórfico, incluindo, nessa definição, as lagoas temporárias. Para Moomaw et al. (2018), essas áreas desempenham um papel importante no ciclo do carbono, mas enfrentam desafios relacionados às mudanças climáticas globais. Além disso,

quando essas estão inseridas no Cerrado, prestam serviços ecossistêmicos de relevância (DURIGAN et al., 2022), como, por exemplo, de provisão como áreas de nascentes e recurso significativo de água doce na paisagem savânica.

Segundo Williams et al. (2004), lagoas representam uma parcela substancial da biodiversidade de uma determinada paisagem em comparação com riachos e rios, sendo que a falta de compreensão sobre a organização das comunidades ecológicas desses locais prejudica a previsão de possíveis ameaças resultantes do uso da terra, absorção de nitrogênio e invasão de espécies exóticas. Além disso, são importantes "refúgios" para diversos organismos em paisagens fortemente modificadas (DAVIES et al., 2008; LEWIS-PHILLIPS et al., 2020). A conservação de macrófitas aquáticas dessas áreas essenciais está intimamente ligada ao conhecimento por meio do inventário das espécies, fortalecendo a construção de uma base de dados sobre a biodiversidade desses ecossistemas. Tais dados auxiliam nas ações de monitoramento e manejo da vegetação aquática, incluindo o controle de espécies exóticas e a seleção de espécies bioindicadoras, fornecendo subsídios essenciais para sua conservação (THOMAZ; BINI, 2003).

Segundo Arouche et al. (2021), os inventários florísticos estão entre os principais métodos para documentar a flora. Essa abordagem tem sido amplamente aplicada em campos de pesquisa e tem fornecido *insights* cruciais para a conservação da biodiversidade diante das mudanças ambientais atuais. Salienta-se a necessidade de um esforço intensificado em nível regional de promover a consciência dos benefícios e serviços ecossistêmicos prestados pelas pequenas áreas úmidas urbanas.

A maioria dos inventários e resgate de flora focam em espécies arbóreas ou de grande porte, subestimando as herbáceas e os pequenos grupos isolados em habitats específicos, como as aquáticas. Com isso, objetivou-se inventariar as macrófitas aquáticas de lagoas temporárias de um fragmento urbano, o Parque Natural Municipal de Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil, reconhecendo as principais formas de vida e o *status* de conservação das espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

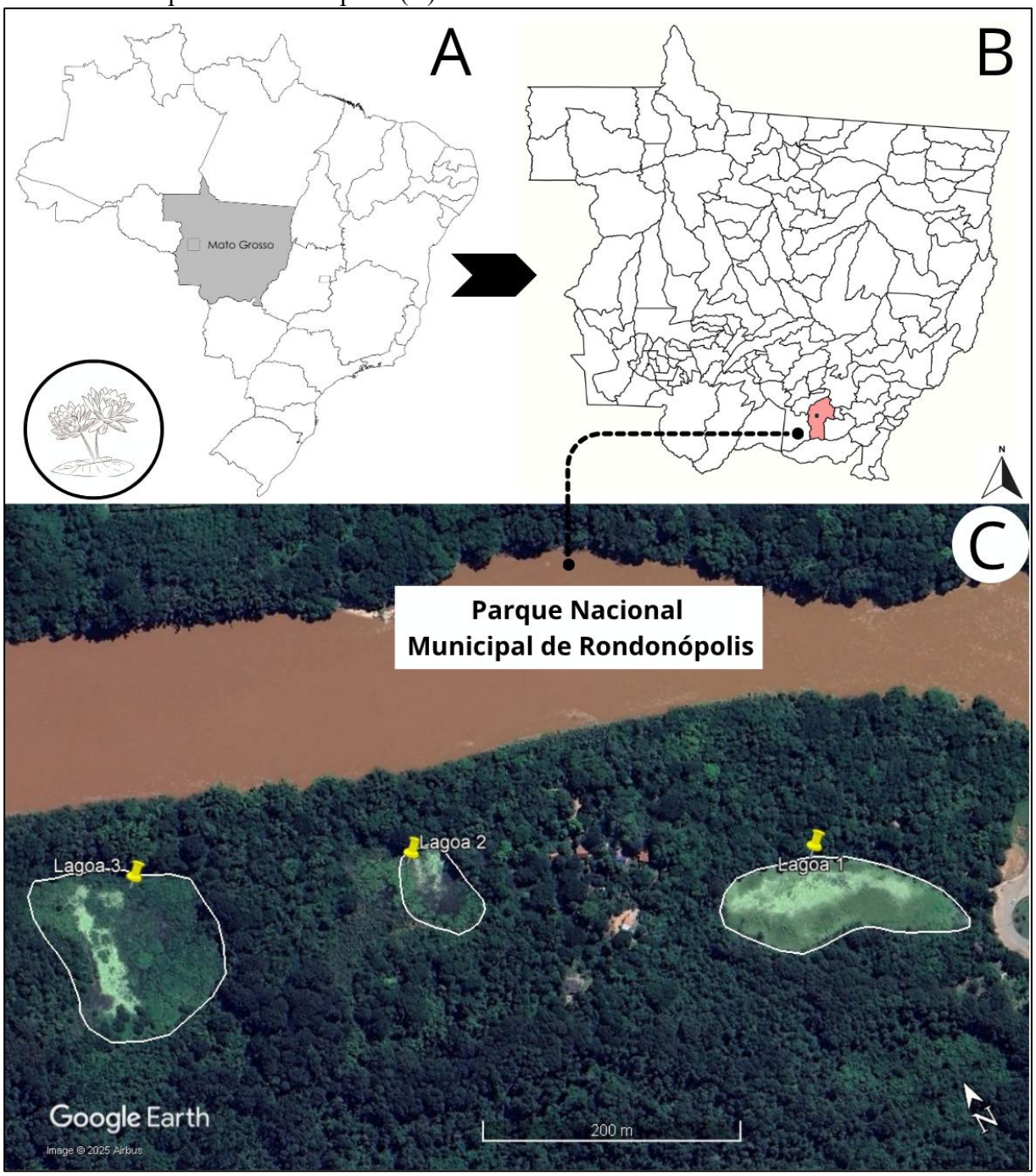
Área de estudo

O Parque Natural Municipal de Rondonópolis, também conhecido como Parque da Seriema, está localizado no perímetro urbano do município de Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil (Figura 1A-C) nas coordenadas geográficas 16º29’16’’S e 54º37’34’’O. Com uma área de aproximadamente 146 hectares, o parque está inserido na microbacia do córrego Lourencinho, sendo um importante remanescente de vegetação natural. No parque estão localizadas três lagoas temporárias, com perímetro individual aproximado de 443 m para a lagoa 1; 210 m para a lagoa 2; e 459 m para a lagoa 3 (Figura 1C; Figura 2A-D). Essas lagoas são abastecidas pela elevação do nível de água do córrego do Lourencinho no período chuvoso e estão localizadas na mata ciliar do rio Vermelho, na região central da cidade.

O parque abriga diferentes fitofisionomias, incluindo mata ciliar do Rio Vermelho, mata de galeria associada ao córrego Lourencinho, áreas de banhados com lagoas temporárias, cerrado *sensu stricto*, áreas abertas dominadas por gramíneas e setores em processo de

regeneração natural (SEMMA, 2018). O clima da região é classificado como tropical úmido, caracterizado por uma estação seca no inverno (maio a setembro, com precipitação entre 100 e 150 mm) e uma estação chuvosa no verão (outubro a abril, com volumes entre 1.200 e 1.350 mm, e temperatura média anual variando entre 24-26°C (SETTE; TARIFA, 2001; ALVARES et al., 2014).

Figura 1 – Mapa do Brasil (A) com delimitação do estado do Mato Grosso e do município de Rondonópolis (B). Lagoas de coleta das macrófitas aquáticas no fragmento urbano Parque Natural Municipal de Rondonópolis (C).



Fonte: *Mapchart.net* e *Google Earth*

Figura 2 – Lagoas de coleta das macrófitas aquáticas no fragmento urbano Parque Natural Municipal de Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil, no período seco (A, B) e no período chuvoso (C, D), com lâmina d'água coberta de *Salvinia* sp., nos anos de 2024-2025.

Fonte: Elaboração pelo(s) autor(es)

Coleta do material vegetal

Com as devidas autorizações da Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMMA, Protocolo nº 4901/2024) e do ICMBio (Licença nº 93318-1), as coletas foram realizadas por meio de um inventário assistemático, utilizando o método de caminhamento proposto por Filgueiras et al. (1994), com deslocamento pela margem, percorrendo a faixa de dois metros ao interior da lagoa, com o intuito de abranger todas as formas de vida das macrófitas aquáticas.

A amostragem foi realizada ao longo de um ano (2024-2025), quinzenalmente, de forma a abranger os períodos seco e chuvoso, de acordo com o ciclo fenológico da flora, como o proposto por Fidalgo e Bononi (1989). As amostras botânicas foram coletadas, fotografadas e processadas de acordo com as técnicas usuais para plantas aquáticas de Haynes (1984) e Cook (1996). Durante as coletas, cada exemplar foi fotografado e as características morfológicas efêmeras foram anotadas. Posteriormente, os materiais férteis serão incorporados ao Herbário da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT).

Para a identificação das espécies utilizaram-se Pott e Pott (1994), Pott e Pott (2000), Durigan et al. (2018) e Piedade et al. (2018), além de consultas a especialistas e comparação com exsicatas digitais dos herbários virtuais Reflora (http://floradobrasil.jbrj.gov.br/), *Plants of the World Online* (https://powo.science.kew.org) e *SpeciesLink* (https://specieslink.net). A organização taxonômica seguiu o APG IV (2016) para angiospermas, e o Pteridophyte Phylogeny Group I (PPG I 2016) para as samambaias. A nomenclatura científica seguiu o International *Plant Name Index* (IPNI), e as formas de vida, segundo Irgang e Gastal Jr. (1996).

Análise dos dados

Os dados foram organizados em planilhas no Microsoft Excel©, estruturados em tabelas agrupados por famílias, ordens e espécies em ordem alfabética. Para as análises descritivas foram elaborados gráficos que representaram a proporção de famílias, ordens e formas de vida.

Além disso, as espécies foram confrontadas com informações sobre seus *status* de conservação, a partir da Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção disponível no Centro Nacional de Conservação da Flora – CNC FLORA (https://cncflora.jbrj.gov.br/entrypoint) e na lista vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza – IUCN *Red List* (https://www.iucnredlist.org/), visando identificar possíveis ocorrências de taxa de risco, contribuindo assim para a compreensão da relevância ecológica e conservacionista das lagoas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificadas 42 espécies, sendo duas identificadas em nível de gênero, distribuídas em 17 famílias (Tabela 1, Figuras 3A-G e 4A-M), todas nativas. Dentre os táxons identificados constam três samambaias pertencentes a dois gêneros (*Salvinia* e *Azolla*) e 40 angiospermas, sendo 22 eudicotiledôneas (52%), 16 monocotiledôneas (38%) e uma espécie basal *Nymphaea gardneriana* Planch. (Nymphaeaceae). De todas as espécies, somente *Cissus erosa* Rich. (Vitaceae) é considerada endêmica do Brasil, segundo o Reflora (2020). Verificou-se *Echinodorus glaucus* Rataj fora de sua área de ocorrência, Pantanal e Amazônia.

A riqueza de espécies amostrada no Parque foi superior a alguns estudos conduzidos em ambientes semelhantes, como em lagoas urbanas do semiárido cearense, onde Fernandes et al. (2015) registraram nove táxons e em lagoas temporárias de Jaguarari-Bahia, onde Oliveira Filho et al. (2024) identificaram com 31 táxons. Entretanto, poucos inventários foram realizados em lagoas urbanas do Centro-Oeste, como de Ximenes et al. (2017), realizado em Aquidauana-Mato Grosso do Sul, com 54 espécies, número superior ao presente estudo. A maioria das pesquisas com macrófitas aquáticas dessa região são voltadas para veredas e lagoas do Pantanal, por exemplo, Pott (2008), Coutinho et al. (2013), Moreira et al. (2019), Córdova et al. (2022) e Pestana et al. (2024).

Tabela 1 – Famílias, espécies e gêneros de macrófitas aquáticas coletadas nas lagoas do Parque Natural Municipal de Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil, incluindo as respectivas formas de vida (FV): AN=anfíbia, EM=emergente, FL=flutuante livre, FF=flutuante fixa, SL=submersa livre, e as classificações de grau de ameaça de extinção (GA): pouco preocupante (LC), não avaliada (NE), dados insuficientes (DD). *Aquática pelo Flora e Funga do Brasil.

Filo/Família	Gênero/Espécie	Nome Popular	FV	GA
Monilophyta				
Salviniaceae	*Azolla filiculoides* Lam.	Mururé rendado	FL	NE
	Salvinia auriculata Aubl.	Orelha-de-onça	FL	LC
	Salvinia minima Baker	Orelha-de-onça	FL	LC
Anthophyta				
Alismataceae	*Echinodorus glaucus* Rataj	Chápeu-de-couro	EM	NE
Araceae	*Lemna aequinoctialis* Welw.	Lentilha d'água	FL	LC
	Wolffia brasiliensis Wedd.	Lentilha d'água	FL	LC
	Wolffiella oblonga (Phil.) Hegelm.	Lodinho-verde	FL	DD
	Xanthosoma aristeguietae (G.S.Bunting) Madison	Mangará	AN	NE
Asteraceae	*Eclipta prostrata* (L.) L.	Erva botão	AN	LC
Cyperaceae	*Cyperus digitatus* Roxb.	Junco-de-dedo	AN	NE
	Cyperus haspan L.	Papiro	AN	LC
	Cyperus luzulae (L.) Retz.	Capim-de-botão	AN	LC
	Eleocharis interstincta (Vahl) Roem. & Schult.	Cotonete	EM	NE
	Eleocharis sp.	Cebolinha	AN	-
	Rhynchospora corymbosa (L.) Britton	Capim-navalha	EM	LC
	Scleria gaertneri Raddi	Navalha-de-macaco	AN	NE
Fabaceae	*Aeschynomene denticulata* Rudd	Corticinha	EM	LC
	Aeschynomene fluminensis Vell.	Cortiça	EM	NE
	Mimosa pigra L.	Calumbi d'água	AN	LC
	Senna alata (L.) Roxb.	Fedegoso gigante	AN	LC
	Sesbania exasperata Kunth	Fedegosa	EM	NE
Heliotropiaceae	*Heliotropium indicum* L.*	Cravo-de-urubu	AN	NE
Hydroleaceae	*Hydrolea spinosa* L.	Amoroso	EM	NE
Lentibulariaceae	*Utricularia gibba* L.	Bexiga corcunda	SL	LC
Malvaceae	*Malachra radiata* (L.) L.	Malva-do-brejo	AN	LC
	Melochia simplex A.St.-Hil.	Malva-do-brejo	EM	NE
Nymphaeaceae	*Nymphaea gardneriana* Planch.	Ninféia	FF	NE
Onagraceae	*Ludwigia decurrens* Walter	Cruz-de-malta	AN	NE
	Ludwigia erecta (L.) H.Hara	Cruz-de-malta	AN	NE
	Ludwigia lagunae (Morong) H.Hara	Cruz-de-malta	AN	NE
	Ludwigia leptocarpa (Nutt.) H.Hara	Florzeiro	AN	LC

cont...

cont...				
	Ludwigia octovalvis (Jacq.) P.H.Raven	Cruz-de-malta	AN	LC
Poaceae	*Panicum dichotomiflorum* Michx.	Capim-do-brejo	EM	NE
	Paspalum sp.	Paspalum	AN	NE
	Stephostachys mertensii (Roth) Zuloaga & Morrone	Felpudão	EM	NE
Polygonaceae	*Polygonum acuminatum* Kunth	Erva-de-bicho	EM	NE
	Polygonum hispidum Kunth	Erva-de-bicho	EM	NE
	Polygonum punctatum Elliott	Erva-de-bicho	EM	LC
Pontederiaceae	*Pontederia azurea* Sw.	Aguapé	FF	NE
	Pontederia reflexa D.J.Sousa	Aguapé	EM	NE
Verbenaceae	*Phyla betulifolia* (Kunth) Greene	Capim doce	AN	NE
Vitaceae	*Cissus erosa* Rich.	Uvinha-do-mato	AN	NE

Fonte: Elaboração pelo(s) autor(es)

Figura 3 – Espécies de macrófitas aquáticas observadas nas lagoas do fragmento urbano Parque Natural Municipal de Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil, sendo: *Salvinia auriculata* (A), Lemnáceas (B), sendo *Wolffia* (seta) e *Lemna* (b), *Utricularia gibba* (C), *Nymphaea gardneriana* (D), *Echinodorus glaucus* (E, F) e *Eleocharis interstincta* (G).

Fonte: Elaboração pelo(s) autor(es)

Figura 4 – Espécies de macrófitas aquáticas observadas nas lagoas do fragmento urbano Parque Natural Municipal de Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil, sendo: *Ludwigia lagunae* (A), *L. decurrens* (B), *L. leptocarpa* (C), *L. erecta* (D), *Hydrolea spinosa* (E), *Polygonum punctatum* (F), *P. hispidum* (G), *P. acuminatum* (H), *Sesbania exsperata* (I), *Aeschynomene fluminensis* (J) e detalhe do fruto (j), *A. denticulata* (K), *Mimosa pigra* (L) e *Senna alata* (M).

Fonte: Elaboração pelo(s) autor(es)

Cyperaceae foi a família com maior riqueza de espécies (7 spp.), seguida de Fabaceae e Onagraceae (5 spp. cada). Essas famílias compreendem numerosos táxons que habitam desde solos pantanosos, por serem anfíbias, até ambientes com lâmina d'água, por serem emergentes. A elevada representatividade de Cyperaceae é condizente com outros estudos realizados em lagoas temporárias, como o de Macedo (2020) e Oliveira Filho et al. (2024). Inventários realizados por Neves et al. (2006) e Rodrigues et al. (2015) apontaram a mesma família com maior ocorrência, assim como Fabaceae. Moreira et al. (1992) citam que espécies de Fabaceae apresentam rizóbios nas raízes, facilitando o desenvolvimento destas em áreas inundadas. Enquanto Eiten (1972) cita rizomas subterrâneos em Cyperaceae, que possibilitam uma propagação vegetativa rápida e armazenamento de reservas, facilitando a colonização. Além disso, algumas características podem contribuir para a alta representatividade de Cyperaceae e Fabaceae em ambientes aquáticos, por exemplo, o elevado número de espécies presentes nessas famílias; a distribuição cosmopolita das espécies; a alta capacidade competitiva por recursos abióticos; a elevada produção de sementes (LORENZI, 2008); e mecanismos de dispersão eficientes (EITEN, 1972; SCHNEIDER et al., 2020).

O gênero *Ludwigia* (Onagraceae) foi o mais rico em espécies (5 spp.); seguido de *Cyperus* (Cyperaceae) e *Polygonum* (Polygonaceae), com três cada uma; e *Aeschynomene* (Fabaceae), *Pontederia* (Pontederiaceae) e *Salvinia* (Salviniaceae), com duas espécies cada. *Ludwigia*, *Cyperus* e *Polygonum* são descritos por Pott e Pott (2000) como ervas comuns em margens de lagoas temporárias de solo fértil, sendo caracterizadas como de fácil propagação, o que possivelmente explica a expressiva representatividade na área amostrada.

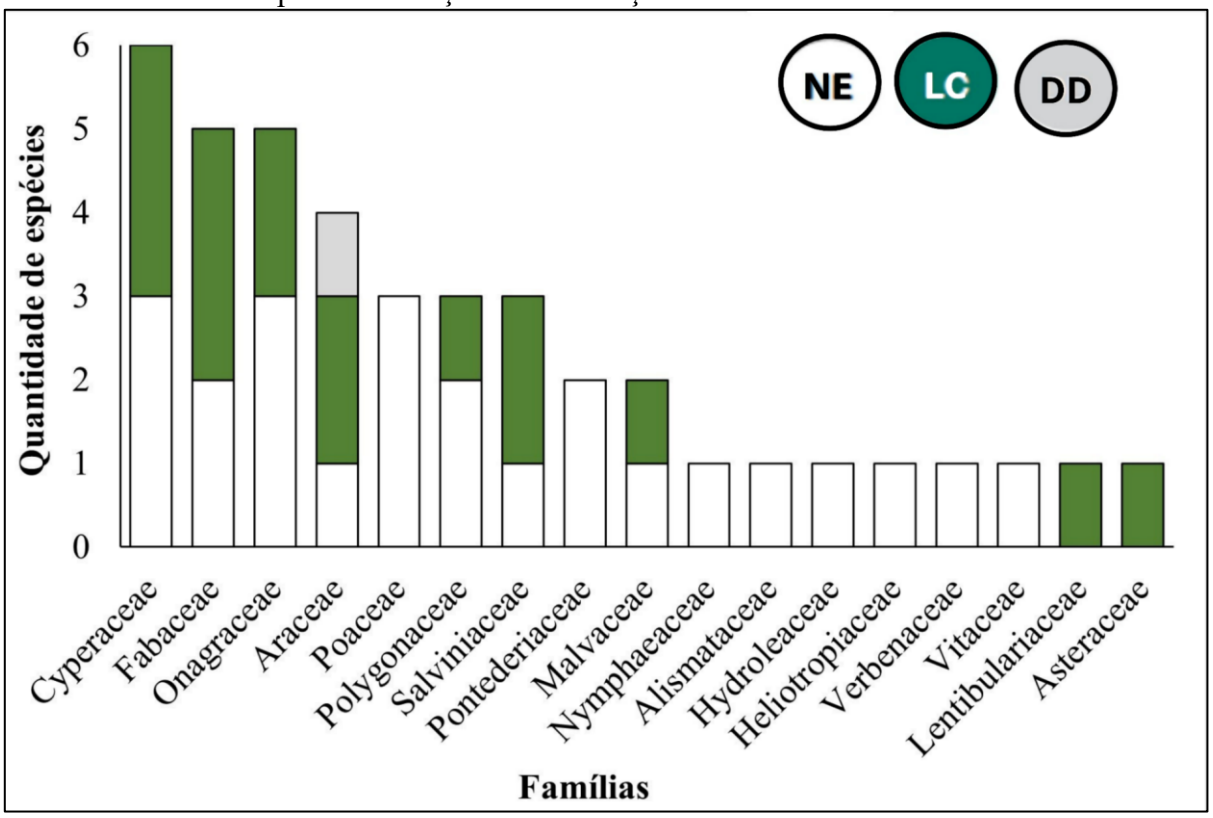
Observaram-se cinco formas de vida (Tabela 1), sendo a anfíbia a mais representativa, com 19 espécies, equivalendo a 45% do total, seguida da emergente, com 14 (33%), flutuante livre, com seis (14%) e da flutuante fixa, com duas (4,7%). A submersa livre foi representada somente pela planta carnívora *Utricularia gibba* L. (Lentibulariaceae) (Figura 3C). A predominância das anfíbias também foi constatada nos estudos de Oliveira Filho (2024) em lagoas temporárias e Moura Jr. e Cotarelli (2019) realizados em ambientes aquáticos variados. Espécies anfíbias e emergentes predominam em ecossistemas aquáticos temporários, principalmente nas regiões de margens das lagoas, como maior disponibilidade de oxigênio, temperatura adequada e áreas propícias para fixação (BOVE et al., 2003; DE MARCO et al., 2014). Além disso, essas espécies apresentam ampla capacidade de ocupação, tolerando diferentes profundidades de água e até mesmo períodos em solo seco, sem interromper seu ciclo reprodutivo, devido à resistência desses biótipos à seca (OLIVEIRA FILHO, 2024).

Após o período chuvoso houve diminuição da lâmina d'água das lagoas, alterando a profundidade das mesmas, resultando no adensamento da população da samambaia *S. auriculata* Aubl. (Salviniaceae) e das lemnáceas (*Lemna* e *Wolffia*). A presença dessas espécies em sistemas hídricos urbanos pode estar associada a sistemas estagnados e sedimentos lamacentos (BOEDELTJE et al., 2005). As lagoas avaliadas são abastecidas por água do córrego Lourencinho que percorre por propriedades rurais adjacentes, o que resulta em lixiviação de material orgânico para estas, contribuindo para o adensamento populacional. Segundo Pott e Pott (2000), essas espécies aumentam em água enriquecida por nutrientes de oxidação de material orgânico. Para Van Der Valk (1981), o surgimento de espécies em épocas

diferentes de inundação da lagoa ocorre devido à variação da profundidade da lâmina d'água, na qual algumas espécies estabelecem-se no início das chuvas e outras tardiamente, como observado aqui, assim como pela germinação do banco de sementes, fato que deveria ser testado.

A maioria das espécies não foi avaliada ou categorizada em níveis de ameaça de extinção na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção da IUCN (Tabela 1, Figura 5). Das 42 espécies listadas, 16 estão classificadas como "Pouco Preocupante" (LC) pertencentes às famílias Asteraceae, Araceae, Cyperaceae, Fabaceae, Lentibulariaceae, Malvaceae, Onagraceae, Polygonaceae e Salviniaceae, enquanto 24 espécies foram contabilizadas na categoria "Não Avaliada" (NE), distribuídas em 15 famílias (Figura 5).

Figura 5 – Quantidade de espécies por Grau de Ameaça de Extinção das macrófitas aquáticas coletadas nas lagoas do Parque Natural Municipal de Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil, sendo: Pouco Preocupante (LC), Não Avaliada (NE) e Dados Insuficientes (DD), verificado na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção da IUCN e CNC FLORA.



Fonte: Elaboração pelo(s) autor(es)

Segundo a IUCN, a categoria LC engloba espécies, que ao passarem por avaliação, não estão sujeitas a grandes riscos que a coloquem em categorias mais altas. Souza et al. (2018) associam a classificação das espécies nessa categoria às características de ampla distribuição e abundância das espécies avaliadas. Entretanto, realizar medidas de monitoramento e avaliação de modo contínuo permanecem essenciais para detectar possíveis mudanças no estado de conservação dessas espécies ao longo do tempo. Já a categoria NE, segundo Souza et al. (2018),

representa uma lacuna crítica no conhecimento sobre o estado de conservação das espécies, pois inclui táxons que ainda não foram submetidos a uma análise formal de risco de extinção segundo os critérios da Lista da IUCN. Essa lacuna de informação essencial da flora ocorre devido a desafios estruturais no processo global de avaliação de espécies, que incluem falta de prioridade para determinados grupos taxonômicos, escassez de tempo, equipe técnica especializada ou recursos financeiros, além da ausência de dados populacionais e ecológicos consolidados (RODRIGUES et al., 2006), resultando em brechas de avaliação e conhecimento, muitas vezes com esforços concentrados apenas em grupos mais conhecidos (LANZAS et al., 2024).

A expansão das políticas de avaliação da flora é fundamental para garantir que nenhuma espécie potencialmente ameaçada permaneça invisível aos instrumentos de conservação. No contexto brasileiro, dados disponibilizados pelo CNC FLORA (2025) reforçam essa preocupação, apontando que mais de 27 mil espécies de plantas ocorrentes no Brasil estão classificadas como NE. Destas, as angiospermas representam mais de 25 mil espécies, briófitas com mais de 1.500, gimnosperma com apenas 13, e samambaias e licófitas com mais de mil espécies registradas. Essa grande lacuna no monitoramento e na avaliação de riscos da flora é alarmante, pois, em áreas suscetíveis às perturbações ambientais, como fragmentos úmidos urbanos, espécies não avaliadas podem desaparecer permanentemente sem a adoção de medidas de conservação eficientes para mantê-las estáveis no ambiente. Nesse contexto, diversos estudos exemplificam a aplicação prática dessas metodologias de avaliação de risco e a importância do monitoramento contínuo de macrófitas aquáticas, por exemplo, Garcia-Murillo et al. (2024) comparam registros históricos e atuais dessas plantas no Parque Nacional de Doñana, Espanha, concluindo que mais de 60% das 38 espécies estavam na Lista Vermelha da IUCN, constatando perda de nove espécies ao longo dos anos; enquanto Zub et al. (2018) registraram 22 espécies em corpos d'água urbanos de Kiev, Ucrânia, das quais 12 espécies foram listadas como Vulnerável (VU), Em Perigo (EM), Criticamente em Perigo (CR) e Extintas (EX). Estudos como esses destacam a importância do monitoramento recorrente das macrófitas aquáticas.

As lagoas temporárias amostradas apresentam tamanhos variados o que pode ter influenciado na quantidade de espécies registradas. Para Oertli et al. (2002), o tamanho da lagoa é um fator crucial na determinação da riqueza de espécies de macrófitas aquáticas, enfatizando a relevância de lagoas de diferentes tamanhos para a conservação de diversas espécies. Além disso, o isolamento das lagoas, como sugerido por Holgerson et al. (2018) pode ter grandes efeitos na dinâmica da teia alimentar, na saúde das espécies e na riqueza de táxons. Assim, mesmo com poucas espécies ameaçadas, essas lagoas devem ser reconhecidas como áreas de refúgio e banco de sementes para esses vegetais, devido aos seus serviços ecossistêmicos e ecológicos primordiais. Nesse contexto, a conservação de lagoas temporárias é crucial, pois funcionam como habitats para fauna e flora raras e endêmicas (BOIX et al., 2020).

Mesmo que lagoas de ambientes urbanos possuam importante papel na biodiversidade (ALIKHANI et al., 2021), enfrentam ameaças significativas, devido à poluição, degradação de habitat, alteração hidrológica, espécies invasoras e mudanças climáticas, tornando-se particularmente vulneráveis à destruição ou transformação dos corpos d'água, eliminando

habitats para suas comunidades biológicas (HILL et al., 2021). O fato dessas áreas apresentarem uma fase seca prolongada pode, segundo Bozelli et al. (2018), agravar as possibilidades de agressões por não serem reconhecidas como áreas úmidas. Esses locais são importantes para a conservação de macrófitas aquáticas e, portanto, devem ser integradas aos planos e estratégias de conservação locais e nacionais (KOZLOWSKI; BONDALLAZ, 2013). Portanto, sugere-se que as lagoas do Parque Natural Municipal de Rondonópolis sejam preservadas e monitoradas, a fim de garantir a conservação das espécies aquáticas registradas neste inventário.

CONCLUSÕES

As lagoas do Parque Natural Municipal de Rondonópolis apresentam rica flora de macrófitas aquáticas, abrangendo desde samambaias até angiospermas, distribuídas em diversas famílias e representando cinco formas de vida, com destaque para a anfíbia, bem representada por espécies de Cyperaceae, Fabaceae e Onagraceae. Até o momento, nenhuma espécie foi classificada como ameaçada de extinção, embora algumas se enquadrem na categoria "Pouco Preocupante". Este estudo contribui de forma relevante para o conhecimento da composição florística das macrófitas aquáticas nesta área urbana, e evidencia a escassez de pesquisas de campo em áreas úmidas urbanas do estado — ecossistemas fundamentais para uma compreensão mais ampla da biodiversidade local e para a preservação dessas áreas. Ressalta-se que os resultados apresentados oferecem subsídios para ações de conservação dessas áreas e poderão fomentar o futuro Plano de Manejo do Parque. Além disso, sugere-se um monitoramento contínuo da abundância e composição em relação à variação na lâmina d'água para entendimento da dinâmica populacional.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso - Brasil (FAPEMAT) - Bolsa IC 2024-2025 - Cooperação nº 001361/2024. Agradecemos a Pott, V.J. e Pestana, M.C.A. por auxiliar em identificações pontuais.

REFERÊNCIAS

ALIKHANI, S.; NUMMI, P.; OJALA, A. Urban wetlands: A review on ecological and cultural values. **Water**, v. 13, n. 22, p. 3301, 2021. https://doi.org/10.3390/w13223301

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016. https://doi.org/10.1111/boj.12385

AROUCHE, M. M. B.; COSTA, L. B. S.; RABELO, T. O.; DA HORA, R. C.; POTT, A.; POTT, V. J.; JUNIOR-ALMEIDA, E. B. Macrófitas aquáticas da coleção do Herbário do Maranhão (MAR). **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 31, n. 1, p. 1-9, 2021.

BOEDELTJE, G.; SMOLDERS, A. J.; LAMERS, L. P.; ROELOFS, J. G. Interactions between sediment propagule banks and sediment nutrient fluxes explain floating plant dominance in stagnant shallow waters. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 162, n. 3, p. 349-362, 2005.

BOIX, D.; CALHOUN, A. J. K.; MUSHET, D. M.; BELL, K. P.; FITZSIMONS, J. A.; ISSELIN-NONDEDEU, F. Conservation of temporary wetlands. In: GOLDSTEIN, M. I.; DELLASALA, D. A. (Eds.). **Encyclopedia of the World's Biomes**. Elsevier, 2020. p. 279-294.

BORNETTE, G.; PUIJALON, S. Macrophytes: ecology of aquatic plants. *In:* **Encyclopedia of Life Sciences** (ELS) (pp. 1-9). John Wiley and Sons Ltd. 2009.

BOVE, C. P.; GIL, A. S. B.; MOREIRA, C. B.; ANJOS, R. S. Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 1, p. 119-135, 2003. https://doi.org/10.1590/S0102-33062003000100009

BOZELLI, R. L.; FARIAS, D. D. S.; LIMA, S. K. F.; LIRA, R. T. S.; NOVA, C. C.; SETUBAL, R. B.; SODRÉ, E. O. Pequenas áreas úmidas: importância para conservação e gestão da biodiversidade brasileira. **Biodiversidade e Gestão**, v. *2*, n. 2, p. 122-138, 2018. e-ISSN: 2527-0044.

CHAURASIA, S. Role of macrophytes: a review. **Advances in Zoology and Botany**, v. 10, n. 4, p. 75-81, 2022. https://doi.org/10.13189/azb.2022.100401

CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 4, p. 222-228, 2011. https://doi.org/10.1890/080216

CNCFlora. CENTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA FLORA. 2024. **Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro**. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/>. Acesso em: 20 abr. 2025.

COOK, C. D. **Aquatic plant book**. Amsterdam: SPB Academic Publishing, vol. 461096735, 228 p., 1996.

COOK, C. D. K. The number and kinds of embryo-bearing plants which have become aquatic. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 2, n. 1, p. 79-102, 1999. https://doi.org/10.1078/1433-8319-00066

CÓRDOVA, M. O.; KEFFER, J. F.; GIACOPPINI, D. R.; POTT, V. J.; POTT, A.; DE MOURA JÚNIOR, E. G.; MUNHOZ, C. B. R. Aquatic macrophytes in southern Amazonia, Brazil: richness, endemism, and comparative floristics. **Wetlands**, v. 42, n. 27, 2022. https://doi.org/10.1007/s13157-022-01545-7

COUTINHO, B. A.; SIMÃO, C. H.; POTT, V. J.; AOKI, C. **Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas de baceiros no ecótono Cerrado-Pantanal, Aquidauana, MS**. *In:* XI Congresso de Ecologia do Brasil e I Congresso Internacional de Ecologia, 2013, Porto Seguro, BA. XI Congresso de Ecologia do Brasil e I Congresso Internacional de Ecologia, 2013.

DAVIES, B.; BIGGS, J.; WILLIAMS, P.; WHITfiELD, M.; NICOLET, P.; SEAR, D.; BRAY, S.; MAUND, S. Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European

agricultural landscape. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 125, p. 1-8, 2008. https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.10.006

DE MARCO, P.; NOGUEIRA, D. S.; CORREA, C. C.; VIEIRA, T. B.; SILVA, K. D.; PINTO, N. S.; OERTLI, B. Patterns in the organization of Cerrado pond biodiversity in Brazilian pasture landscapes. **Hydrobiologia**, v. 723, p. 87-101, 2014. https://doi.org/10.1007/s10750-013-1695-2

DURIGAN, G.; PILON, N. A. L.; ASSIS, G. B.; SOUZA, F. M.; BAITELLO, J. B. **Plantas pequenas do cerrado: biodiversidade negligenciada**. IF - Instituto Florestal, São Paulo: SMA/IF. 1ª Ed., 2018, 720 p.

DURIGAN, G.; MUNHOZ, C. B.; ZAKIA, M. J. B.; OLIVEIRA, R. S.; PILON, N. A.; DO VALLE, R. S. T.; ... ; POTT, A. Cerrado wetlands: multiple ecosystems deserving legal protection as a unique and irreplaceable treasure. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 20, n. 3, p. 185-196, 2022.

EITEN, L. J. T. **Aspectos morfológicos e sistemáticos da família Cyperaceae**. 1972. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1972.

ESTEVES, F. D. A. **Fundamentos de limnologia**. 2ª ed., Rio de Janeiro: Interciência. 1998, 226 p.

FERNANDES, U. L.; DA ROCHA, F. C.; DE SOUSA, G. F.; MAIA, E. **Comunidades de macrófitas aquáticas em lagoas urbanas no semiárido cearense**. *In:* II Simpósio Brasileiro de Recursos Naturais do Semiárido – SBRNS "Convivência com o Semiárido: Certezas e Incertezas" Quixadá - Ceará, Brasil 27 a 29 de maio de 2015.

FIDALGO, O.; BONONI, V. L. R. **Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico**. Série Documentos. São Paulo: Instituto de Botânica. 1989. 62 p.

FILGUEIRAS, T. S.; NOGUEIRA, P. E.; BROCHADO, A. L.; GUALA II, G. F. Caminhamento: um método expedido para levantamentos florísticos qualitativos. **Cadernos de Geociência**, v. 12, n. 1, p. 39-43, 1994.

FLORA DO BRASIL. **Flora do Brasil.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2020. Disponível:< http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 15 nov. 2024.

GARCIA-MURILLO, P.; DÍAZ-PANIAGUA, C.; FERNÁNDEZ-ZAMUDIO, R. Decline of aquatic plants in an iconic European protected natural area. **Journal for Nature Conservation**, v. 84, p. 126814, 2025. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2024.126814

HAYNES, R. R. Techniques for collecting aquatic and marsh plants. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 71, n. 1, p. 229-231, 1984. http://dx.doi.org/10.2307/2399065.

HILL, M. J.; GREAVES, H. M.; SAYER, C. D.; HASSALL, C.; MILIN, M.; MILNER, V. S.; ... ; WOOD, P. J. Pond ecology and conservation: research priorities and knowledge gaps. **Ecosphere**, v. 12, n. 12, p. e03853, 2021. https://doi.org/10.1002/ecs2.3853

HOLGERSON, M. A.; LAMBERT, M. R.; FREIDENBURG, L. K.; SKELLY, D. K. Suburbanization alters smallpond ecosystems: shifts in nitrogen and food webdynamics. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 75, p. 641-652, 2018. https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-052

HOSSAIN, K.; YADAV, S.; QUAIK, S.; PANT, G.; MARUTHI, A. Y.; ISMAIL, N. Vulnerabilities of macrophytes distribution due to climate change. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 129, p. 1123-1132, 2017. https://doi.org/10.1007/s00704-016-1837-3

IRGANG, B. E.; GASTAL JR., C. V. S. **Plantas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Su**l. Porto Alegre: UFRGS. 1996. 290 p.

IUCN. International Union for Conservation of Nature. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 20 abr. 2025.

JIMÉNEZ-MEJÍAS, P.; LARRIDON, I. Cyperaceae in a data-rich era: New evolutionary insights from solid frameworks. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 59, n. 4, p. 623-626, 2021. https://doi.org/10.1111/jse.12800

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; AGOSTINHO, A. A. Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 24(1): 5-22, 2014. https://doi.org/10.1002/aqc.2386

KORSA, G.; ALEMU, D.; AYELE, A. *Azolla* plant production and their potential applications. **International Journal of Agronomy**, v. 2024, n. 1, p. 1716440, 2024.

https://doi.org/10.1155/2024/1716440

KOZLOWSKI, G.; BONDALLAZ, L. Urban aquatic ecosystems: Habitat loss and depletion of native macrophyte diversity during the 20th century in four Swiss cities. **Urban Ecosystems**, v. 16, p. 543-551, 2013. https://doi.org/10.1007/s11252-012-0284-x

LANZAS, M.; POU, N.; BOTA, G.; PLA, M.; VILLERO, D.; BROTONS, L.; SAINZ DE LA MAZA, P.; BACH, J.; PONT, S.; ANTON, M.; HERRANDO, S.; HERMOSO, V. Detecting management gaps for biodiversity conservation: An integrated assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 354, p. 120247, 2024. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120247

LEWIS-PHILLIPS, J.; BROOKS, S. J.; SAYER, C. D.; PAT-MORE, I. R.; HILTON, G. M.; HARRISON, A.; ROBSON, H.; AXMACHER, J. C. Ponds as insect chimneys: restoring overgrown farmland ponds benefits birds through elevated productivity of emerging aquatic insects. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108253, 2020. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108253

MACEDO, L. B. **Secas e molhadas: estratégias ecológicas e dinâmica de comunidades vegetais em lagoas temporárias**. 61 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais. 2020.

MEDEIROS, L M de. **Sucessão temporal de espécies de macrófitas aquáticas em ambientes temporários do semiárido do Rio Grande do Norte - Brasil**. 2017. 37 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró. 2017.

MELO, A. G. C. DE; CARVALHO, D. A. DE; CASTRO, G. C. DE; MACHADO, E. L. M. Fragmentos florestais urbanos. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 17, n. 1, p. 58-79, 2011.

MOREIRA, F. M. DE S.; SILVA, M. F.; FARIA, S. M. DE. Occurrence of nodulation in legume species in the Amazon region of Brazil. **New Phytologist**, v. 121, p. 563-570, 1992. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1992.tb01126.x

MOREIRA, S. N.; POTT, V. P.; POTT, A.; SILVA, R. H.; DAMASCENO-JUNIOR, G. A. Flora and vegetation structure of vereda in southwestern Cerrado. **Oecologia Australis**, v. 23, n. 4, p. 776-798, 2019. https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2304.06

MOURA JR., E. G.; ABREU, M. C.; SEVERI, W.; LIRA, G. A. S. T. O gradiente rio-barragem do reservatório de Sobradinho afeta a composição florística, riqueza e formas biológicas das macrófitas aquáticas? **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 731-742, 2011. https://doi.org/10.1590/S2175-78602011000400003

MOURA JR., E. G.; COTARELLI, V. M. An update on the knowledge of aquatic macrophytes in Northeast Brazil. **Rodriguésia**, v. 70, p. e04452017, 2019. https://doi.org/10.1590/2175-7860201970076

MOOMAW, W. R.; CHMURA, G. L.; DAVIES, G. T.; FINLAYSON, C. M.; MIDDLETON, B. A.; NATALLI, S. M.; SUTTON-GRIER, A. E. Wetlands in a changing climate: Science, policy and management. **Wetlands**, v. 38, n. 2, p. 183-205, 2018. https://doi.org/10.1007/s13157-018-1023-8

NAM, T. S.; VAN CONG, N.; VAN THAO, H. Enhancing renewable energy production from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) by a biogas-aerating recirculation system: a case study in the Vietnamese Mekong Delta. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 7, p. 100340, 2023. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100340

NEIFF, J. J. Diversity in some tropical wetland systems of South América. *In:* GOPAL, B.; JUNK, W. J. (Eds.). **Wetlands Biodiversity**. Vol. II. Leiden: Backhuys. p. 31-60. 2000.

NEVES, E. L.; LEITE, K. R. B.; FRANÇA, F.; MELO, E. Plantas aquáticas vasculares em uma lagoa de planície costeira no município de Candeias, Bahia, Brasil. **Sitientibus Série Ciências Biológicas**, v. 6, n. 1, p. 24-29, 2006.

OERTLI, B.; JOYE, D. A.; CASTELLA, E.; JUGE, R.; CAMBIN, D.; LACHAVANNE, J. B. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. **Biological Conservation**, v. 104, n. 1, p. 59-70, 2002. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00154-9

OLIVEIRA FILHO, L. F. C. DE; SILVA, A. C. C. P. DA; VIEIRA, D. A.; SIQUEIRA FILHO, J. A. DE. Florística de corpos aquáticos em Jaguarari, Bahia. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 33, n. 1, p. 1-6, 2024. https://doi.org/10.18764/1981-6421e2023.2

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. *In:* THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM; pp. 171-88, 2003.

PESTANA, M. C. A.; HORA, R. C.; GUARÇONI, E. A. E. Floristic survey of aquatic macrophytes in eastern Maranhão, Brazil: richness, biological forms and three new records. **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, p. e281276, 2024. https://doi.org/10.1590/1519-6984.281276

PIEDADE, M. T. F.; LOPES, A.; DEMARCHI, L. O.; JUNK, W.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; CRUZ, J. D. **Guia de campo de herbáceas aquáticas: várzea Amazônica**. Manaus: Editora INPA. 2018.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 406-424, 2008. ISSN-e 1981-9366.

POTT, A.; POTT, V. J. **Plantas do Pantanal**. Corumbá: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal. EMBRAPA-SPI, 1994. 320 p.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa-SPI, 2000. 404 p.

POTT, V. J.; POTT, A. **Potencial de uso de plantas aquáticas na despoluição da água**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte. 1ª ed., 2002. 25 p.

POTT, V. J. **Plantas de ambientes aquáticos e úmidos do Centro-Oeste brasileiro**. *In:* Anais do 59º Congresso Nacional de Botânica. Sociedade Brasileira de Botânica, Natal, p. 441-442, 2008.

PPG I. A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 54, n. 6, p. 563-603, 2016. https://doi.org/10.1111/jse.12229

RASCIO, N. The underwater life of secondarily aquatic plants: some problems and solutions. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 21, n. 4, p. 401-427, 2002. https://doi.org/10.1080/0735-260291044296

RODRIGUES, A. S. L.; PILGRIM, J. D.; LAMOREUX, J. F.; HOFFMANN, M.; BROOKS, T. M. The value of the IUCN Red List for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 2, p. 71-76, 2006. https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.10.010

RODRIGUES, M. E. F.; MACEDO, C. C. L. D.; HIRATA, R. T.; POMPÊO, M. Levantamento florístico de macrófitas aquáticas no braço Rio Grande, Represa Billings, SP. *In:* POMPÊO, M. et al. (Org.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo, 2015. 460 p.

SCHNEIDER, L. J. C.; PEREIRA-SILVA, L.; THOMAS, W. W.; MATZENAUER, W.; HEFLER, S. M.; … ; WANDERLEY, M. G. L. 2020. Cyperaceae. *In:* Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2020.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Estudo Técnico para Criação de Unidade de Conservação Municipal em Rondonópolis-MT**. Prefeitura Municipal de Rondonópolis-MT. UFMT, 123 p., 2018.

SETTE, D. M.; TARIFA, J. R. **Clima e Ambiente urbano tropical: o Caso de Rondonópolis-MT**. Intergeo-Interações no Espaço Geográfico, Ano I, n. 1 Cuiabá: Editora Universitária, 2001.

SOUZA, E. D.; BRANT, A.; RANGEL, C. A.; BARBOSA, L. E.; CARVALHO, C. E. G.; JORGE, R. S. P.; SUBIRÁ, R. J. Avaliação do risco de extinção da fauna brasileira: ponto de partida para a conservação da biodiversidade. **Diversidade e Gestão**, v. 2, n. 2, p. 62-75, 2018. e-ISSN: 2527-0044.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. *In:* THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas.** Maringá: Eduem, p. 19-35, 2003.

THOMAZ, S. M.; CARVALHO, P.; PADIAL, A. A.; KOBAYASHI, J. T. Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the upper Paraná river floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 617-625, 2009. https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300016

THOMAZ, S. M. Ecosystem services provided by freshwater macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 12, p. 2757-2777, 2023. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04739-y

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632 p.

TUR, N. M. Embalsados y camalotes de la región Isleña Del Paraná médio. **Darwiniana**, v. 17, p. 397-407, 1972. https://www.jstor.org/stable/23215053

VAN DER VALK, A. G. Sucessão em Zonas Úmidas: Uma Abordagem Gleasoniana. **Ecology**, v. 62, n. 2, p. 688-696, 1981.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WILLIAMS, P.; WHITFIELD, M.; BIGGS, J.; BRAY, S.; FOX, G.; NICOLET, P.; SEAR, D. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. **Biological Conservation**, v. 115, n. 2, p. 329-341, 2004. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00153-8

XIMENES, L. S. V.; POTT, V. J.; AOKI, C. Plantas aquáticas do Parque Natural Municipal da Lagoa Comprida, Aquidauana, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 12, n. 2, p. 187-195, 2017. https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v12i2.93

ZUB, L. N.; PROKOPUK, M. S.; POHORELOVA, Y. V. Assessment of rarity category for higher aquatic plants. **Inland Water Biology**, v. 11, n. 1, p. 29-33, 2018. https://doi.org/10.1134/S1995082918010194

HISTÓRICO
***Submetido*:** xx de xxx de xxxx.
***Aprovado*:** xx de xxx de xxxx.
***Publicado*:** xx de xxx de xxxx.