

# Plantas aquáticas em ambientes antropizados e naturais: perspectivas filogenéticas

## *Aquatic plants in anthropized and natural environments: phylogenetic perspectives*

Hermes **MACHADO-FILHO**<sup>1,3</sup> & Carmen Sílvia **ZICKEL**<sup>2</sup>

### RESUMO

Com base na correlação esperada, de que condições antrópicas reduzem a diversidade filogenética, este estudo comparou assembleias de plantas aquáticas, naturais e antropizadas, a fim de perceber tal padrão. Para isso, foram calculadas métricas filogenéticas para testar a hipótese, recorreu-se ao teste de Mantel entre a diversidade filogenética e a distância geográfica das áreas analisadas, fez-se uma análise de similaridade para determinar as conexões florísticas, além da detecção das síndromes de dispersão dos táxons avaliados. Como resultados, observou-se que, apesar de as áreas naturais e antropizadas apresentarem diferença significativa em termos de riqueza, são compostas pelas mesmas famílias e gêneros botânicos, ou seja, independentemente do *status* de conservação da área ou da distância geográfica. Há aceitação de um modelo nulo, em que o sucesso da dispersão dos grupos avaliados foi determinante para a explicação dos fatos.

**Palavras-chave:** conservação; heterogeneidade ambiental; simpatria; síndromes de dispersão.

### ABSTRACT

Based on the expected correlation, that anthropic conditions reduce phylogenetic diversity, this study compared assemblages of aquatic, natural and anthropogenic plants, in order to understand this pattern. For this, we calculated phylogenetic metrics to test the hypothesis, the Mantel test between the phylogenetic diversity and the geographical distance of the analyzed areas, a similarity analysis to determine the floristic connections, in addition to the detection of dispersion syndromes of the assessed taxa. As a result, it was observed that, although the natural and anthropized areas present a significant difference in terms of richness, they are still composed of the same families and botanical genera, that is, regardless of the conservation status of the area or geographical distance. There is acceptance of a null model, where the success of the dispersion of the evaluated groups was decisive for the explanation of the facts.

**Keywords:** conservation; dispersion syndromes; environmental heterogeneity; sympatry.

Recebido em: 25 maio 2023

Aceito em: 7 ago. 2023

## INTRODUÇÃO

A riqueza de espécies sempre foi considerada um parâmetro taxonômico para indicar um aumento ou diminuição da biodiversidade (WILLIG *et al.*, 2003; WIENS, 2011). No entanto, com o crescimento de estudos de filogenia, outras ferramentas estatísticas vêm sendo utilizadas, tanto para acréscimo ou redução quanto para a manutenção ou a redundância filogenética entre táxons. E essa

<sup>1</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba (IFPB), *campus* João Pessoa, Rua 1.º de Maio, bairro Jaguaribe – CEP 58015-530, João Pessoa, PB, Brasil.

<sup>2</sup> Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Recife, PE, Brasil.

<sup>3</sup> Autor para correspondência: hermes@ifpb.edu.br.

abordagem científica tornou-se relevante em estudos de conservação de assembleias biológicas (SOBRAL & CIANCIARUSO, 2012).

A teoria que governa os estudos de filogenia de comunidades é a questão de como os táxons evoluem nos ecossistemas, alterando a riqueza específica, e inferindo-se sobre como os fatores ambientais favorecem a agregação de táxons mais semelhantes e, conseqüentemente, mais aparentados evolutivamente, enquanto as relações inter ou intraespecíficas provocadas pelas espécies promovem a dispersão excessiva desses táxons, para evitar competição de recursos ou ataque de predadores ou patógenos, gerando maior variabilidade de traços ecológicos nas linhagens (WEBB *et al.*, 2002).

No entanto esses fatores devem interagir simultaneamente em uma assembleia, além de sofrerem interferência em virtude da entrada constante de novas espécies, como aquelas com alta capacidade de dispersão ou aquelas introduzidas pelo homem (PRINZING *et al.*, 2008).

Dessa forma, as assembleias de espécies podem ser analisadas por meio de componentes hierárquicos vinculados por relações ancestrais (WEBB *et al.*, 2002). As métricas elaboradas com base nessas interpretações fornecem não só as estimativas da história evolutiva de um grupo em uma determinada região geográfica, como também um entendimento sobre as regras de montagem de uma assembleia biológica (DONOGHUE, 2008) e que pode ser empregado para compreender as complexidades de assembleias preservadas ou potencialmente antropizadas, por exemplo.

Os estudos filogenéticos aplicados a comunidades vegetais têm se concentrado na comparação de gradientes abióticos (CHAZDON *et al.*, 2003; CAVENDER-BARES *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2010; ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2012). No entanto essas abordagens são ainda predominantes em estudos de composições florísticas em ambientes terrestres, onde as regras de montagem filogenética podem ser potencialmente distintas daquelas de assembleias de plantas aquáticas.

As plantas aquáticas apresentam uma importância de destaque hoje em dia. O grupo é responsável por variações na dinâmica dos ecossistemas, o que as inclui como indicadores na qualidade da água (CHAMBERS *et al.*, 2008; PADIAL *et al.*, 2008; MACHADO-FILHO *et al.*, 2014). A presença de espécies-chave pode tanto indicar o estado de conservação de um corpo hídrico, potenciais distúrbios em reservatórios de abastecimento de água (CARVALHO *et al.*, 2003; MARTINS *et al.*, 2003; KAFER *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2012) como o efeito da eutrofização que atinge também lagos de centros urbanos (NEVES *et al.*, 2006; TRINDADE *et al.*, 2010; ROCHA & MARTINS, 2011).

Portanto, estudos que busquem entender como as assembleias de plantas aquáticas se organizam, em condições ambientais distintas, podem colaborar no direcionamento de planos de manejo para supressão florística de áreas para a construção civil ou na recuperação ambiental de ecossistemas aquáticos, com a escolha direcionada de determinados táxons, por exemplo.

Diante do exposto, o presente estudo visou verificar a estrutura filogenética de várias assembleias florísticas de plantas aquáticas no território brasileiro, a fim de observar a existência de um perfil filogenético distinto entre habitats mais conservados ou mais antropizados. Nesse contexto e com base na obtenção de métricas filogenéticas, espera-se que: a) a diversidade filogenética seja baixa nas áreas mais antropizadas, com tendência a uma agregação dos mesmos grupos botânicos, em comparação às áreas mais conservadas, que devem apresentar uma dispersão filogenética maior que o esperado pelo acaso. Essa hipótese se baseia no fato de que condições ambientais adversas, tal qual é a antropização, tendem a reduzir a diversidade filogenética, como observado por Webb *et al.* (2002). Caso essa hipótese inicial seja falsa, espera-se que: b) o *pool* regional das floras analisadas seja regido por um modelo nulo como regra de montagem, em que não há grandes barreiras à dispersão, formando-se conjuntos florísticos mais similares, não por uma questão de *status* de conservação, mas pelo sucesso da capacidade dispersora.

## MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho, baseado em estudos florísticos e fitossociológicos de plantas aquáticas no Brasil, levou em consideração se os ambientes representavam habitats com características naturais/

conservadas e se eram antropizados, em virtude da poluição da água ou da paisagem circundante, como nos reservatórios de abastecimento de água para consumo humano. Dessa forma, trabalhos com metodologias de coleta semelhantes, trabalhos de florística ou fitossociologia de plantas ocorrendo em ambientes aquáticos ou paludosos foram selecionados para facilitar comparações. Priorizaram-se artigos públicos dos últimos 30 anos e, no mínimo, quatro trabalhos de cada condição do bioma (conservados e naturais); quanto aos artigos pertencentes ao mesmo ecossistema, considerou-se apenas o trabalho com maior riqueza florística e mais recente.

Foram incluídos trabalhos descritos para cada bioma analisado que se enquadrassem nas condições metodológicas supracitadas, definindo um número fixo, haja vista existirem biomas mais pesquisados que outros. Para não ocorrer desproporção de dados, ou seja, um bioma com muitos dados e outros com poucos, algumas pesquisas não foram levadas em conta. Como critérios de escolha, utilizaram-se apenas publicações disponíveis *online*, artigos que apresentassem listas florísticas e sem designação preferencial por algum grupo (tais como circunscrição de apenas uma família botânica, ou apenas um tipo de forma de vida, ou experimentos *in situ*). Artigos de revisão ou que tinham levantamentos da flora regional também foram desconsiderados.

As floras analisadas cobriram os biomas tradicionais do Brasil, ou seja, amazônia, caatinga, mata atlântica costeira (atlântica) e continental (paranaense), pampas, cerrado, chaqueña = pantanal. O *pool* regional para cada bioma foi comparado por intermédio de análise de similaridade, utilizando o coeficiente de Jaccard (GOTELLI & ELLISON, 2011).

Todas as plantas aquáticas *lato sensu* foram consideradas, ou seja, as plantas que ocorrem na coluna d'água e na região de borda, mais conhecidas como "anfíbias" e que correspondem a um componente vegetativo extremamente representativo nos ecossistemas neotropicais (CHAMBERS *et al.*, 2008; PADIAL *et al.*, 2008). Ainda não há consenso entre os autores sobre considerar as plantas anfíbias ou de fronteira como um componente florístico em assembleias aquáticas. Seguindo conceitos mais tradicionais (SCULTORPE, 1967), foi considerado esse componente nas análises do presente estudo, além do fato de que, nas pesquisas florísticas consultadas para a presente investigação, as plantas anfíbias foram tidas como parte da montagem de conjuntos dessas assembleias.

A nomenclatura das famílias botânicas foi atualizada, considerando o Angiosperm Phylogeny Group (APG IV, 2016), e verificaram-se os nomes dos gêneros/espécies no banco de dados *online* Reflora (2020), a fim de corrigir sinônimos e adotar as designações mais atuais de cada táxon.

As métricas filogenéticas foram analisadas com base na filogenia vegetal mais recente. Construiu-se a árvore filogenética utilizando Phylomatic, versão 3 (WEBB & DONOGHUE, 2005). Empregou-se a versão R20120829 da árvore filogenética de Metaphyta, no formato "newick". Os comprimentos dos ramos da árvore filogenética gerada foram ajustados pelas ferramentas Bladj, por meio do *software* Phylocom (WEBB *et al.*, 2008), para corresponder às idades estimadas dos espermatófitos, conforme descrito por Renner (2009) e Bell *et al.* (2010). Os conjuntos e as métricas de diversidade filogenética (DP) foram randomizados 999 vezes, com o *software* Phylocom, que gera um modelo nulo teórico (WEBB *et al.*, 2008).

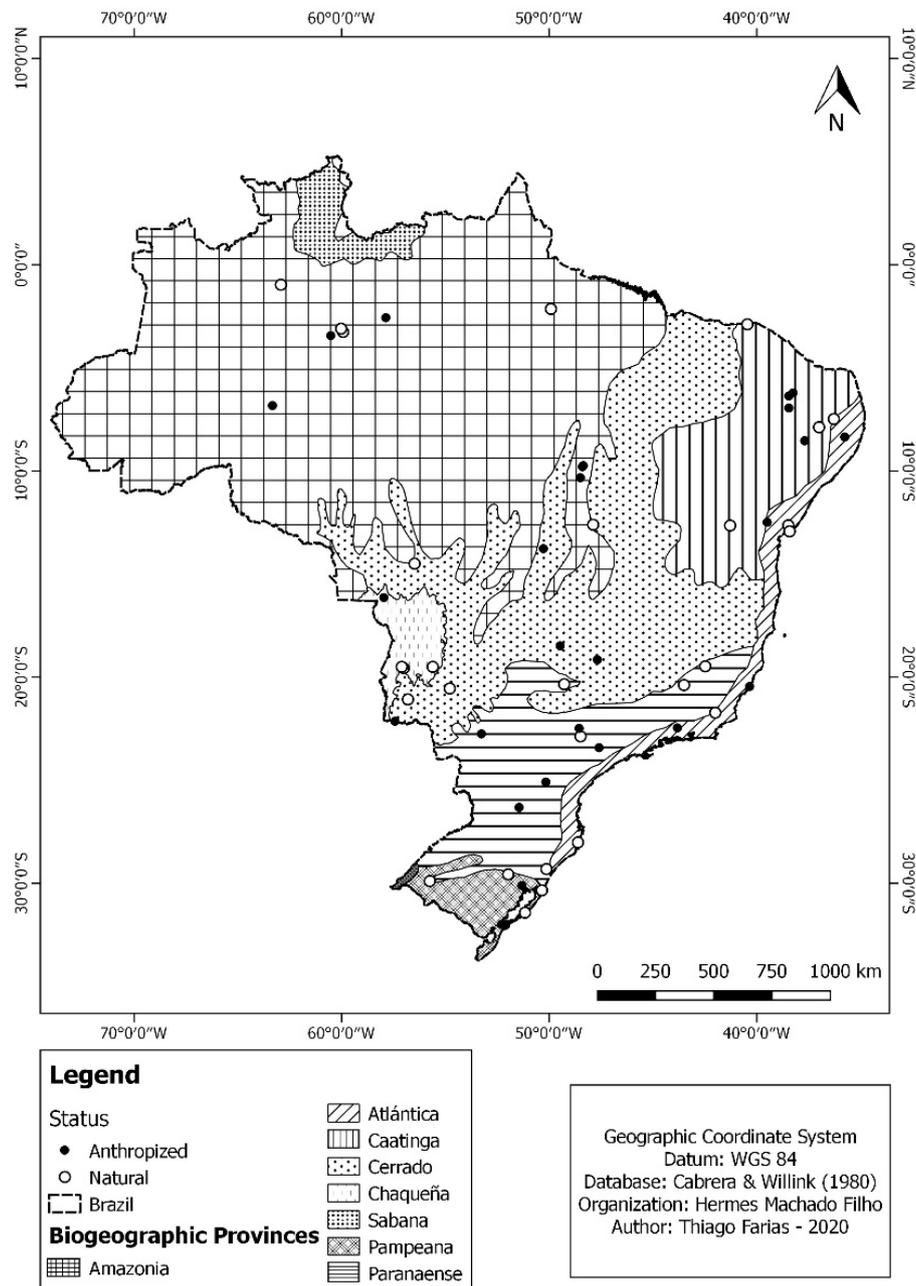
Os táxons que não foram identificados com segurança ("cf", "aff") ou identificados apenas no nível de gênero ("sp") foram incluídos na análise filogenética, seguidos pelas letras "a", "b", "c" etc., quando o mesmo gênero apresentou mais de uma espécie não identificada. Esse critério é importante porque considera o peso filogenético do gênero como um todo.

As distâncias de diversidade filogenética (distância média pareada – MPD) e de estrutura filogenética (índice de táxon mais próximo – NTI) (WEBB *et al.*, 2008), além da riqueza desses conjuntos florísticos, foram quantificadas para responder às hipóteses. MPD é a distância filogenética média entre todas as combinações de pares de espécies. O NTI estabelece valores positivos, que indicariam espécies mais congêneras e mais cofamiliares, e valores negativos, quando isso não ocorre. O peso filogenético foi dado em valores de percentagem na construção da representação gráfica de um cladograma baseado no APG IV (2016).

Utilizou-se um teste T para verificar se as áreas naturais ou conservadas diferem estatisticamente das áreas antropizadas, em relação às medidas filogenéticas, à riqueza e ao tipo de síndrome de dispersão associada aos respectivos táxons. Além disso, foi aplicado um teste de Mantel a fim de determinar a relevância estatística entre a diversidade filogenética e as distâncias, em quilômetros, entre as áreas (GOTELLI & ELLISON, 2011).

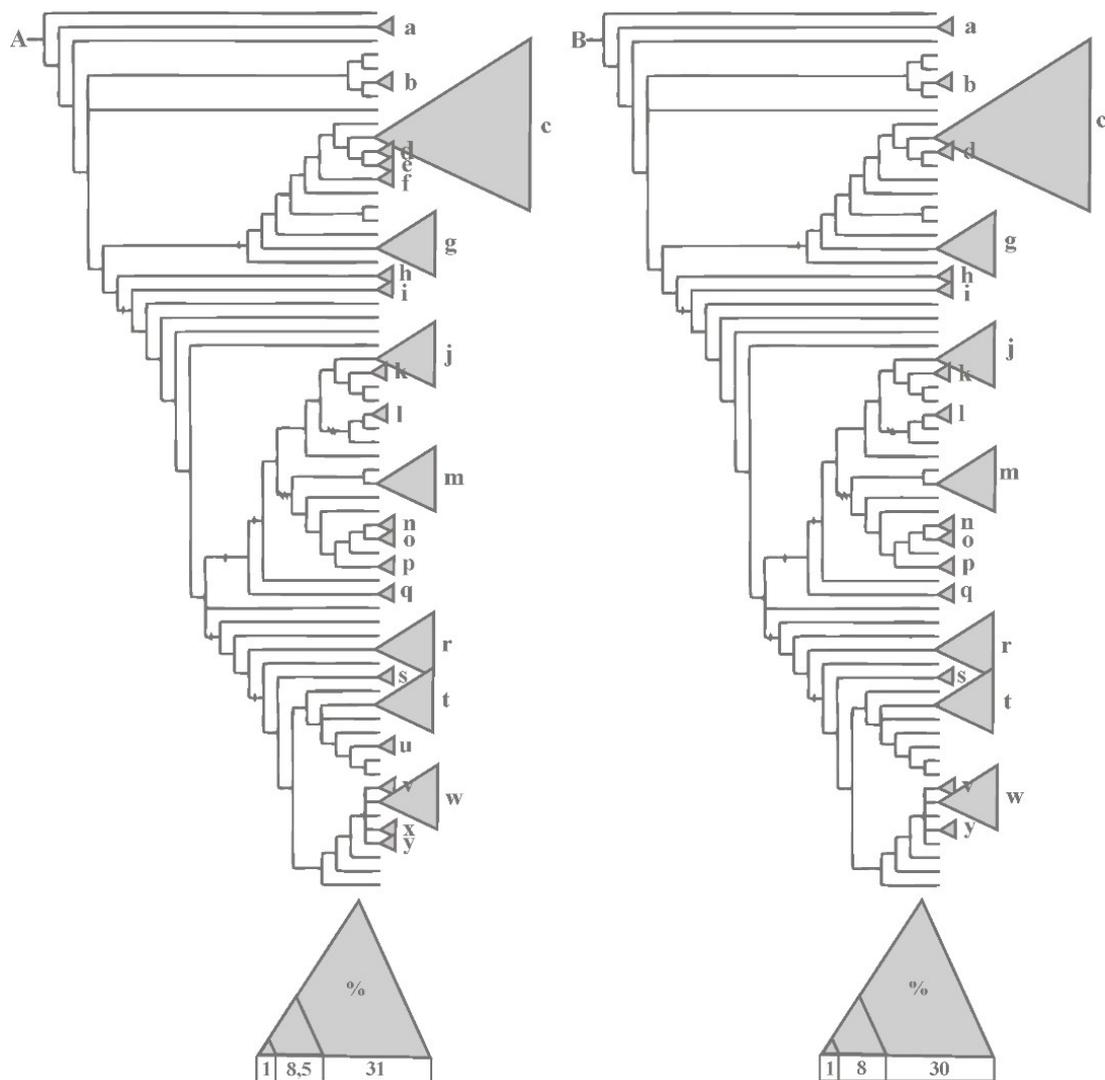
## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Analisaram-se 56 assembleias florísticas (figura 1), com um total de 2.652 espécies relatadas para as áreas naturais/conservadas e 1.450 para as áreas impactadas ou antropizadas, nos referidos biomas brasileiros.



**Figura 1** – Localização dos estudos, em relação aos biomas, seguida da circunscrição de Cabrea & Willink (1980). Fonte: Cabrea & Willink (1980).

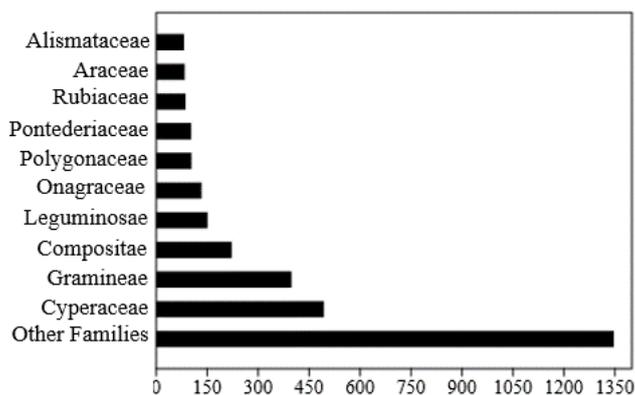
A proporção filogenética evidenciada (figura 2) associou maior peso filogenético para as áreas conservadas. Porém a ordem Poales, em que a família Poaceae foi a de maior destaque, formou o agrupamento de maior relevância estrutural, independentemente do *status* de conservação das áreas analisadas.



**Figura 2** – Representação em cladograma indicando as proporções filogenéticas de plantas aquáticas em relação a habitats mais conservados ou naturais (A) e antropizados (B). Legenda: a) Nymphaeales; b) Piperales; c) Poales; d) Commelinales; e) Zingiberales; f) Asparagales; g) Alismatales; h) Ceratophyllales; i) Ranunculales; j) Fabales; k) Rosales; l) Malpighiales; m) Myrtales; n) Malvales; o) Brassicales; p) Sapindales; q) Saxifragales; r) Caryophyllales; s) Ericales; t) Asterales; u) Apiales; v) Solanales; w) Lamiales; x) Gentianales; y) Boraginales. Fonte: primária.

As áreas antropizadas deixaram de contabilizar quatro ordens (Zingiberales, Asparagales, Apiales e Boraginales), o que explica a perda de riqueza. Apesar disso, não houve alteração significativa na estrutura dessas assembleias, como mostrado a seguir.

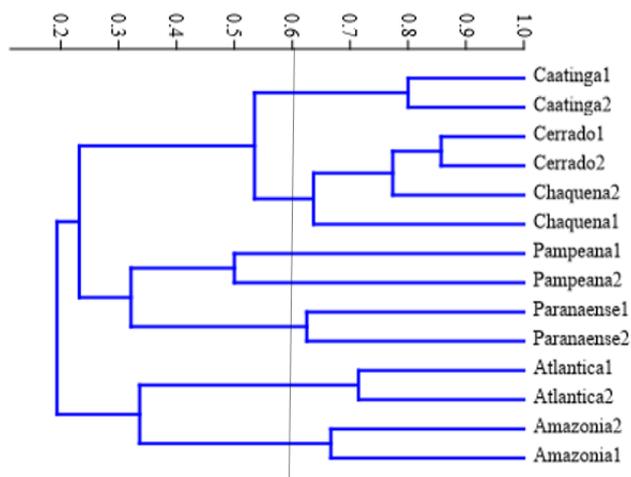
As monocotiledôneas formaram um grupo predominante, com 42,5% em média do total, e estiveram entre as famílias botânicas mais representativas (figura 3). A maioria das famílias envolvidas não é exclusivamente aquática, e suas espécies consideradas foram tratadas como organismos anfíbios ou plantas aquáticas *latu sensu*. As plantas consideradas aquáticas *stricto sensu* contabilizaram menos que 10% do número total de famílias observadas, quando comparadas às espécies anfíbias. Os gêneros mais comuns foram: *Cyperus*, *Eleocharis*, *Ludwigia*, *Persicaria*, *Utricularia*, *Paspalum*, *Juncus*, *Eichhornia* e *Panicum*. As espécies mais representativas nos artigos avaliados foram *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L., *Persicaria hydropiperoides* (Michx.) Small e *Hydrocotyle ranunculoides* L.f.



**Figura 3** – Famílias botânicas mais representativas em ambientes aquáticos, sejam estes mais conservados ou antropizados. O eixo inferior representa o número de indivíduos. Fonte: primária.

As famílias e os gêneros que mais se destacaram na presente pesquisa formam táxons frequentemente relatados, do ponto de vista florístico e de biomassa, para ecossistemas aquáticos na região neotropical (CHAMBERS *et al.*, 2008; PADIAL *et al.*, 2008; MACHADO-FILHO *et al.*, 2014). E as espécies mais citadas são consideradas bioindicadoras de eutrofização da água e tratadas como “problema” quando excessivamente abundantes em ecossistemas antropizados (MARTINS *et al.*, 2003).

A análise de similaridade (figura 4) entre as áreas naturais e as conservadas exibiu coeficiente cofenético de 82,67% de conexão. Floras antropizadas não formaram agrupamentos distintos daqueles de áreas com características mais conservadas ou naturais, ou seja, as assembleias se mantiveram unidas dentro de seus respectivos *pools* regionais. Percebe-se também que a maioria dos conjuntos florísticos analisados apresenta similaridade superior a 60% e que há formação de três subgrupos compostos pelas floras mais úmidas e quentes (amazônia e atlântica) e as mais úmidas e frias (paranaense e pampeana), que se separam das formações mais secas (caatinga, cerrado e chaqueña).



**Figura 4** – Similaridade florística, com base no coeficiente de Jaccard, entre os *pools* regionais de floras mais conservadas (marcadas com o número 1) e mais antropizadas (marcadas com o número 2). O eixo superior representa o índice cofenético. Fonte: primária.

Em relação à riqueza entre áreas e as métricas filogenéticas, os resultados indicaram que as regras de montagem para as assembleias de plantas aquáticas em áreas naturais ou conservadas e antropizadas diferem apenas em termos de riqueza específica [P(value) = 0,0069] (tabela 1), podendo haver um incremento de 45% a mais de espécies em zonas conservadas em comparação às antropizadas.

**Tabela 1** – Probabilidades comparativas entre áreas consideradas naturais e antropizadas, incluindo o resultado do teste de Mantel, relacionando distâncias geográficas e diversidade filogenética em termos de MPD. O (\*) indica resultado significativo. Legenda: MPD = distância média pareada; NTI = índice de táxon mais próximo.

| Probabilidade          | Riqueza | MPD    | NTI    | Síndrome de dispersão | Mantel |
|------------------------|---------|--------|--------|-----------------------|--------|
| $P(\text{value})^{1=}$ | 0,0069* | 0,8641 | 0,8318 | 0,0101                | 0,2480 |

Todas as métricas filogenéticas se mantiveram estáveis dentre as floras analisadas (tabelas 2 e 3). Isso levou a considerar que, independentemente do *status* de conservação, essas assembleias florísticas tendem a ser constituídas pelos mesmos grupos de famílias e até pelos mesmos gêneros de plantas aquáticas, conforme indica a métrica NTI.

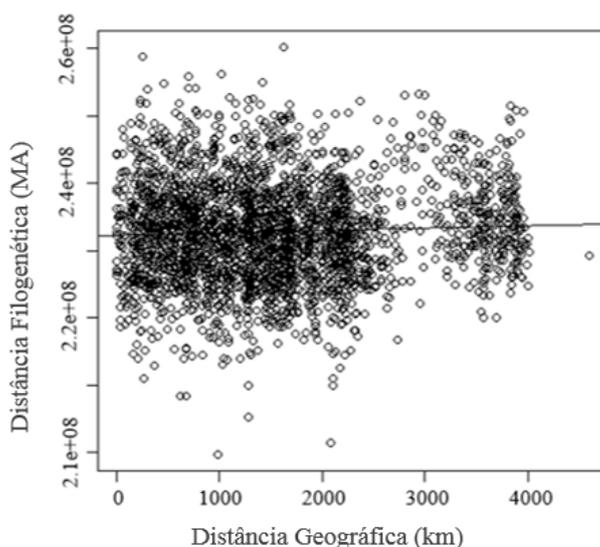
**Tabela 2** – Riqueza e métricas filogenéticas de composições florísticas, consideradas naturais ou conservadas, de plantas aquáticas no Brasil. Legenda: MPD = distância média pareada; NTI = índice de táxon mais próximo.

| Floras                             | Biomias    | Riqueza   | MPD          | NTI         | Estado  | Ambiente |
|------------------------------------|------------|-----------|--------------|-------------|---------|----------|
| Trevelin <i>et al.</i> (2007)      | Amazônia   | 24        | 267          | -2          | Natural | Paludoso |
| Junk e Piedade (1993)              | Amazônia   | 339       | 249          | 4           | Natural | Paludoso |
| Lopes <i>et al.</i> (2014)         | Amazônia   | 53        | 228          | -1          | Natural | Paludoso |
| Costa-Neto <i>et al.</i> (2007)    | Amazônia   | 162       | 237          | 2           | Natural | Lago     |
| Alves <i>et al.</i> (2011)         | Atlântica  | 56        | 246          | 1           | Natural | Lago     |
| Neves <i>et al.</i> (2006)         | Atlântica  | 25        | 266          | -0,3644     | Natural | Lago     |
| Bove <i>et al.</i> (2003)          | Atlântica  | 107       | 247          | 1           | Natural | Lago     |
| Souza e Moreira (2017)             | Atlântica  | 40        | 251          | 0,8522      | Natural | Lago     |
| Matias <i>et al.</i> (2003)        | Caatinga   | 44        | 234          | 2           | Natural | Lago     |
| Lima <i>et al.</i> (2013)          | Caatinga   | 29        | 254          | 0,7998      | Natural | Paludoso |
| França <i>et al.</i> (2010)        | Caatinga   | 34        | 267          | 1           | Natural | Lago     |
| Campelo <i>et al.</i> (2013)       | Caatinga   | 192       | 258          | 0,919       | Natural | Lago     |
| Lehn <i>et al.</i> (2011)          | Cerrado    | 101       | 252          | 2           | Natural | Paludoso |
| Pivari <i>et al.</i> (2008)        | Cerrado    | 48        | 255          | -0,3461     | Natural | Lago     |
| Moreira <i>et al.</i> (2011)       | Cerrado    | 67        | 240          | 3           | Natural | Lago     |
| Pinto <i>et al.</i> (2005)         | Cerrado    | 57        | 266          | 0,1303      | Natural | Rio      |
| Kufner <i>et al.</i> (2011)        | Chaqueña   | 37        | 253          | 1           | Natural | Lago     |
| Rocha <i>et al.</i> (2007)         | Chaqueña   | 75        | 258          | 0,151       | Natural | Paludoso |
| Pott <i>et al.</i> (2012)          | Chaqueña   | 153       | 251          | 0,6662      | Natural | Paludoso |
| Scremin-Dias <i>et al.</i> (2018)  | Chaqueña   | 197       | 258          | 0,919       | Natural | Paludoso |
| Galvani e Batista (2003)           | Pampeana   | 55        | 266          | 0,1303      | Natural | Lago     |
| Rolon <i>et al.</i> (2011)         | Pampeana   | 157       | 237          | 2           | Natural | Lago     |
| Mauhs <i>et al.</i> (2006)         | Pampeana   | 153       | 251          | 0,6662      | Natural | Paludoso |
| Spellmeier <i>et al.</i> (2009)    | Pampeana   | 139       | 240          | 2           | Natural | Paludoso |
| Magalhães e Maimoni-Rodella (2012) | Paranaense | 92        | 250          | -2          | Natural | Paludoso |
| Baptista <i>et al.</i> (2012)      | Paranaense | 154       | 251          | 0,6666      | Natural | Paludoso |
| Araújo <i>et al.</i> (2010)        | Paranaense | 52        | 247          | 4           | Natural | Paludoso |
| Ferreira <i>et al.</i> (2011)      | Paranaense | 130       | 253          | 1,899       | Natural | Rio      |
| <b>MÉDIA</b>                       |            | <b>95</b> | <b>249,4</b> | <b>1,09</b> |         |          |

**Tabela 3** – Riqueza e métricas filogenéticas de composições florísticas, consideradas antropizadas, de plantas aquáticas no Brasil. Legenda: MPD = distância média pareada; NTI = índice de táxon mais próximo.

| Floras                            | Biomás     | Riqueza        | MPD        | NTI         | Estado      | Ambiente     |
|-----------------------------------|------------|----------------|------------|-------------|-------------|--------------|
| Albertino <i>et al.</i> (2009)    | Amazônia   | 9              | 244        | 0,2884      | Antropizado | Lago         |
| Lolis e Tomás (2011)              | Amazônia   | 43             | 246        | 2           | Antropizado | Reservatório |
| Lopes <i>et al.</i> (2019)        | Amazônia   | 87             | 255        | -0,0573     | Antropizado | Lago         |
| Vilarrubia e Cova (1993)          | Amazônia   | 27             | 264        | 2,5611      | Antropizado | Reservatório |
| Martins <i>et al.</i> (2003)      | Atlântica  | 11             | 245        | 2           | Antropizado | Reservatório |
| Pitelli <i>et al.</i> (2008)      | Atlântica  | 41             | 251        | 0,8522      | Antropizado | Reservatório |
| Xavier <i>et al.</i> (2012)       | Atlântica  | 33             | 267        | 1           | Antropizado | Reservatório |
| Valadares <i>et al.</i> (2011)    | atlântica  | 117            | 241        | -1          | Antropizado | Lago         |
| França <i>et al.</i> (2003)       | Caatinga   | 113            | 249        | -3          | Antropizado | Reservatório |
| Henry-Silva <i>et al.</i> (2010)  | Caatinga   | 38             | 260        | -0,6699     | Antropizado | Reservatório |
| Araújo <i>et al.</i> (2012)       | Caatinga   | 52             | 228        | -1          | Antropizado | Reservatório |
| Sabino <i>et al.</i> (2015)       | Caatinga   | 79             | 247        | 0,0152      | Antropizado | Reservatório |
| Pedralli e Meyer (1996)           | Cerrado    | 130            | 253        | 2           | Antropizado | Reservatório |
| Bianchini-JR <i>et al.</i> (2010) | Cerrado    | 14             | 248        | 3           | Antropizado | Reservatório |
| Noleto <i>et al.</i> (2019)       | Cerrado    | 18             | 253        | 0.1352      | Antropizado | Reservatório |
| Bini <i>et al.</i> (2005)         | Cerrado    | 32             | 258        | 0,919       | Antropizado | Reservatório |
| Silva e Carniello (2007)          | Chaqueña   | 79             | 247        | 0,0152      | Antropizado | Paludoso     |
| Mormul <i>et al.</i> (2010)       | Chaqueña   | 93             | 256        | 2           | Antropizado | Reservatório |
| Mereles <i>et al.</i> (1992)      | Chaqueña   | 66             | 246        | 1           | Antropizado | Paludoso     |
| Kita e Sousa (2003)               | Chaqueña   | 84             | 240        | 2           | Antropizado | Rio          |
| Trindade <i>et al.</i> (2010)     | Pampeana   | 38             | 258        | 0,3368      | Antropizado | Lago         |
| Lisbôa e Gastal-JR (2003)         | Pampeana   | 37             | 247        | 0,1143      | Antropizado | Lago         |
| Pereira <i>et al.</i> (2012)      | Pampeana   | 38             | 258        | 0,3364      | Antropizado | Lago         |
| Kafer <i>et al.</i> (2011)        | Pampeana   | 78             | 235        | 2           | Antropizado | Lago         |
| Carvalho <i>et al.</i> (2003)     | Paranaense | 15             | 231        | 0.2655      | Antropizado | Reservatório |
| Cervi <i>et al.</i> (2009)        | Paranaense | 110            | 247        | 2           | Antropizado | Rio          |
| Galindo e Almeida (2010)          | Paranaense | 16             | 206        | 1           | Antropizado | Reservatório |
| Rocha e Martins (2011)            | Paranaense | 51             | 234        | 4           | Antropizado | Reservatório |
| <b>MÉDIA</b>                      |            | <b>51,7857</b> | <b>249</b> | <b>0,86</b> |             |              |

Esse resultado indica que variáveis abióticas (solo, tamanho do corpo aquático, parâmetros físico-químicos) não devem interferir na estrutura filogenética dos conjuntos de plantas aquáticas em ambientes antropizados ou em conservados. Há um “sinal filogenético” da presença de clados co-ocorrentes repetidos nos ecossistemas analisados, e isso leva a crer que a interferência das variáveis abióticas seja na composição das espécies, sobretudo na presença de espécies-chave, e não na supressão de linhagens completas.



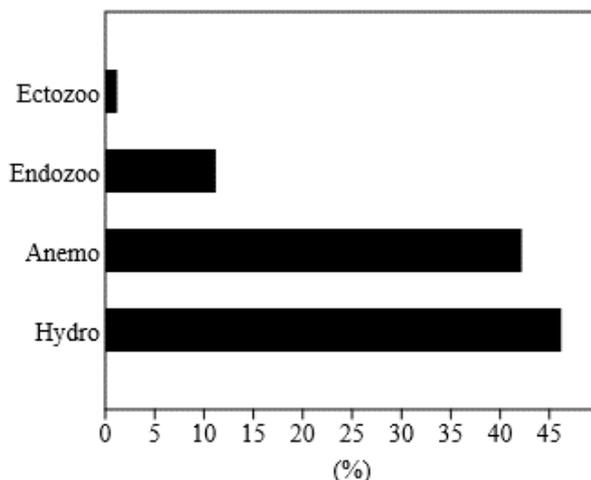
**Figura 5** – Teste de Mantel entre as distâncias geográficas (km) entre as áreas de estudo e suas respectivas diversidades filogenéticas (ma = milhões de anos). Fonte: primária.

Tal situação pode soar como um paradoxo. Como assembleias florísticas podem demonstrar diversidades filogenéticas médias equivalentes, habitando condições ambientais tão distintas (conservadas x antropizadas)? A resposta é que possivelmente as mesmas famílias e gêneros ocorram nessas assembleias. Apenas o número de componentes de espécies dentro dos gêneros varia, conforme ilustrado na figura 4. É como se essas floras estivessem regidas por uma regra de montagem, em que os grupos redundantes estariam, obrigatoriamente, na composição e com graus de variabilidade dentro dos gêneros. E eventuais espécies de outros grupos botânicos, que poderiam ser originárias dos respectivos biomas de contato, iriam ocupar os nichos vagos nesses habitats.

Mesmo diante da variabilidade de espécies de áreas naturais comparada à de áreas antropizadas, a presença dos grupos redundantes ou filogeneticamente equivalentes oferece tanto rigidez arquitetônica quanto plasticidade funcional para o ecossistema (WEBB *et al.*, 2002). Isso significa que, embora a perda da biodiversidade pela degradação de habitats seja algo comprovado experimentalmente (KNOPS *et al.*, 1999), a perda de grupos redundantes, em uma assembleia, é menos significativa que a perda de espécies-chave (WEBB *et al.*, 2002).

Uma possível hipótese para explicar essa redundância estrutural na filogenia dos grupos de plantas aquáticas analisadas estaria relacionada à dispersão bem-sucedida de seus taxa ancestrais. Isso iria contra os resultados encontrados por Pennington *et al.* (2006), que afirmam que apenas a irradiação local abriga agrupamentos similares de espécies. Porém a hipótese da dispersão sugerida pelo presente estudo corrobora com: a) o modelo nulo ou teoria neutra, proposta por Hubbell (2001), e b) com a ideia proposta por Donoghue (2008), que sugeriu que explicações tradicionais baseadas em correlações abióticas deveriam dar mais espaço a fatores históricos, principalmente ao considerar grupos bem distribuídos, como as plantas associadas a ambientes aquáticos.

Os resultados do presente estudo (figura 6) indicaram que as plantas aquáticas avaliadas apresentavam, em sua maioria, diásporos hidrocóricos e anemocóricos. Esses traços funcionais, com potencial de ampliar suas distribuições geográficas, apresentaram-se significativos para todos os biomas ( $P(\text{value})=0,0101$ ). As dispersões por intermédio de animais (Endozoocoria e Ectozoocoria) estiveram em menor evidência para as espécies observadas.



**Figura 6** – Percentual geral das síndromes de dispersão das floras de ambientes aquáticos, sejam estes mais conservados ou antropizados. Legenda: Hydro = hydrochoric, Anemo = anemochoric; Endozoo = endozoochoric; Ectozoo = ectozoochoric. Fonte: primária.

A hidrocórica está relacionada tanto a diásporos carregados pela vazão hídrica quanto à geração de clones (estolhões), por reprodução assexuada (VAN DER PIJL, 1982). A dispersão anemocórica é apoiada pelo fato de seus diásporos serem leves e evidenciarem adaptações morfológicas para planar conforme a direção dos ventos (NATHAN & KATUL, 2005; SKARPAAS *et al.*, 2006). Já as dispersões por vetores animais são sustentadas por rotas de aves migratórias (SANTAMARÍA, 2002), considerando que tais rotas certamente devem ter sido alteradas ao longo das histórias evolutivas desses corpos d'água na paisagem, como também da evolução das aves (GREEN *et al.*, 2002; SANTAMARÍA & KLAASSEN, 2002; CHARALAMBIDOU & SANTAMARÍA, 2002).

## CONCLUSÃO

Os resultados da presente pesquisa indicaram que não há alteração filogenética entre conjuntos florísticos de plantas aquáticas nos biomas do Brasil, independentemente da condição de seu hábitat, esteja ele mais conservado ou antropizado. A distância geográfica não foi um fator determinante. Apesar de a riqueza específica entre áreas naturais e antropizadas demonstrar diferença significativa, em termos filogenéticos, essas floras são estruturadas com os mesmos grupos botânicos, vinculados a relações de parentesco muito aproximadas. Os subconjuntos florísticos não diferem da filogenia de referência como se previa (nem por *status* de conservação nem por tipo de bioma). Apesar desses resultados provocativos, a sugestão para a paridade entre áreas naturais e antropizadas é que seja um resultado da dispersão bem-sucedida dessas espécies.

O presente estudo se soma a um crescente corpo de evidências que indicam que a filogenia é um instrumento valioso no entendimento de assembleias biológicas e um interessante complemento às explicações ecológicas. Por meio desses métodos filogenéticos, entende-se que, quanto mais as características são conservadas em determinados grupos, mais expressivas se tornam as assembleias criadas pela filtragem de hábitat, como é o caso das plantas ocorrentes em ambientes aquáticos.

Caberia a estudos futuros desenhar experimentos que acompanhem uma sucessão ecológica (hábitat conservado se tornando antropizado ou vice-versa) para definir se existe um limiar na mudança filogenética em microescala, pois estudos macroecológicos, tais como o proposto pelo presente trabalho, ampliam horizontes para uma visão mais biogeográfica. Outras investigações podem ser conduzidas para verificar floras em condições ambientais mais complexas, como floras de regiões de elevada altitude, zonas áridas (secas ou gélidas) ou até em dimensões intercontinentais, para pôr à prova e refinar os achados do presente estudo.

Espera-se, ainda, que os resultados aqui expostos possam colaborar na tomada de decisão sobre planos de gestão ambiental em ecossistemas hídricos, sobretudo aqueles que envolvam manejo de plantas aquáticas, provavelmente recuperando áreas degradadas, com o aumento de espécies no meio, e se possa observar essas floras não apenas como uma *checklist*, e sim como uma assembleia florística que vai se estruturar mais estreitamente aparentada ou mais dispersa filogeneticamente.

## REFERÊNCIAS

- Albertino, S. M. F., Miléo, L. J., Silva, J. F. & Silva, C. A. Composição florística de plantas daninhas em um lago do rio Solimões, Amazonas. *Planta Daninha*. 2009, 27: 1-5.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-83582009000100001>
- Alves, J. A. A., Tavares, A. S. & Trevisan, R. Composição e distribuição de macrófitas aquáticas na lagoa da Restinga do Massambu, Área de Proteção Ambiental Entorno Costeiro, SC. *Rodriguésia*. 2011; 62: 785-801.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S2175-78602011000400007>
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016; 161: 105-121.  
Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>
- Araújo, E. S., Sabino, J. H. F., Cotarelli, V. M., Siqueira-Filho, J. A. & Campelo, M. J. A. Riqueza e diversidade de macrófitas aquáticas em mananciais da caatinga. *Diálogos e Ciência*. 2012; 32: 229-234.  
Doi: <https://doi.org/10.7447/dc.2012.027>
- Araujo, R. B., Langeani, F. & Ranga, N. T. Vascular plants of oxbow lakes of Turvo River, Upper Paraná River basin, São Paulo State, Brazil. *Check List*. 2010; 6: 58-61.  
Doi: <https://doi.org/10.15560/6.1.058>
- Arroyo-Rodríguez, V., Cavender-Bares, J., Escobar, F., Melo, F. P., Tabarelli, M. & Santos, B. A. Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. *Journal of Ecology*. 2012; 100: 702-711.  
Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01952.x>
- Bell, C. D., Soltis, D. E. & Soltis, P. S. The age and diversification of the angiosperms re-visited. *American Journal of Botany*. 2010; 97: 1296-1303.  
Doi: <https://doi.org/10.3732/ajb.0900346>
- Bianchini Jr, I., Almeida, A. A., Fushita, A. T., Cunha Santino, M. B. & Maia, A. T. Monitoramento das macrófitas aquáticas do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (Estado de Tocantins, Brasil). *Augm Domus*. 2010, 2: 38-48.
- Bini, L. M., Oliveira, L. G., Souza, D. C. D., Carvalho, P. D. & Pinto, M. P. Patterns of the aquatic macrophyte cover in Cachoeira Dourada reservoir (GO-MG). *Brazilian Journal of Biology*. 2005; 65, 19-24.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842005000100004>
- Bove, C. P., Gil, A. D. S. B., Moreira, C. B. & Anjos, R. F. B. D. Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 2003; 17: 119-135.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062003000100009>
- Cabrera, A. L. & Willink, A. *Biogeografia de América Latina*. Washington: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos; 1980. 117 p.
- Campelo, J. A. A., Siqueira-Filho, J. A. & Gotarelli, V. M. Structure community of aquatic macrophytes in springs of the semiarid, Northeast Brazil. *International Journal of Scientific Knowledge*. 2013; 4: 14-22.
- Carvalho, F. T., Galo, M. L. B. T., Velini, E. D. & Martins, D. Plantas aquáticas e nível de infestação das espécies presentes no reservatório de Barra Bonita, no rio Tietê. *Planta Daninha*. 2003; 21: 15-19.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-83582003000400003>

- Cavender-Bares, J., Keen, A. & Miles, B. Phylogenetic structure of Floridian plant communities depends on taxonomic and spatial scale. *Ecology*. 2006; 87: 109-122.  
Doi: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[109:PSOFPC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[109:PSOFPC]2.0.CO;2)
- Cervi, A. C., Bona, C., Moço, M. C. D. C. & von Linsingen, L. Macrófitas aquáticas do Município de General Carneiro, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*. 2009; 9, 215-222.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300022>
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J. & Thomaz, S. M. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*. 2008; 595: 9-26.  
Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9154-6>
- Charalambidou, I. & Santamaría, L. Waterbirds as endozoochorous dispersers of aquatic organisms: a review of experimental evidence. *Acta Oecologica*. 2002; 23: 165-176.  
Doi: [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(02\)01148-7](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(02)01148-7)
- Chazdon, R. L., Careaga, S., Webb, C. & Vargas, O. Community and phylogenetic structure of reproductive traits of woody species in wet tropical forests. *Ecological Monographs*. 2003; 73: 331-348.  
Doi: <https://doi.org/10.1890/02-4037>
- Costa Neto, S. V., Senna, C. D. S. F., Tostes, L. D. C. L. & da Silva, S. R. M. Macrófitas aquáticas das Regiões dos Lagos do Amapá, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*. 2007; 5: 618-620.
- Donoghue, M. J. A phylogenetic perspective on the distribution of plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2008; 105: 11549-11555.  
Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.0801962105>
- Ferreira, F. A., Mormul, R. P., Pedralli, G. & Divan Junior, A. M. Acumulação de fluoreto por macrófitas aquáticas. *SaBios – Revista de Saúde e Biologia*. 2011; 6: 38-45.
- França, F., Melo, E. D., Góes Neto, A., Araújo, D., Bezerra, M. G., Ramos, H. M., Castro, I. & Gomes, D. Flora vascular de açudes de uma região do semi-árido da Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 2003; 17: 549-559.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062003000400008>
- França, F., Melo, E. D., Oliveira, I. B. D., Reis, A. T. C. C., Alves, G. L. & Costa, M. F. Plantas vasculares das áreas alagadas dos Marimbus, Chapada Diamantina, BA, Brasil. *Hoehnea*. 2010; 37: 719-730.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S2236-89062010000400003>
- Ferreira, F. A., Mormul, R. P., Pedralli, G., Pott, V. J. & Pott, A. Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Hoehnea*. 2010; 37: 43-52.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S2236-89062010000100003>
- Galindo, M. Y. & Almeida, V. P. Levantamento da flora de macrófitas de duas represas na Floresta Nacional de Ipanema em Iperó, SP. *Revista Eletrônica de Biologia*. 2010; 3: 19-30.
- Galvani, F. R. & Baptista L. R. M. Flora do Parque Estadual do Espinilho – Barra do Quaraí/RS. *Revista da Faculdade de Medicina Veterinária e de Zootecnia*. 2003; 10: 42-62.
- Gotelli, N. J. & Ellison, A. M. *Princípios de estatística em ecologia*. São Paulo: Artmed Editora; 2011. 526 p.
- Green, A. J., Figuerola, J. & Sánchez, M. I. Implications of waterbird ecology for the dispersal of aquatic organisms. *Acta Oecologica*. 2002; 23: 177-189.  
Doi: [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(02\)01149-9](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(02)01149-9)
- Henry-Silva, G. G., Moura, R. S. T. D. & Dantas, L. L. D. O. Richness and distribution of aquatic macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. *Acta Limnológica Brasiliensia*. 2010, 22: 147-156.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2010000200004>
- Hubbell, S. P. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton: Princeton University Press; 2001. 392 p.

Junk, W. J. & Piedade, M. Herbaceous plants of the amazon floodplant near Manaus: species diversity and adaptation to the fluid pulse. *Amazoniana*. 1993; 7: 467-484.

Kafer, D. D. S., Colares, I. G. & Hefler, S. M. Composição florística e fitossociologia de macrófitas aquáticas em um banhado continental em Rio Grande, RS, Brasil. *Rodriguésia*. 2011; 62: 835-846.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S2175-78602011000400011>

Kita, K. K. & Souza, M. C. Levantamento florístico e fitofisionomia da lagoa Figueira e seu entorno, planície alagável do alto rio Paraná, Porto Rico, estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientia*. 2003; 25: 145-155.  
Doi: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsoci.v25i1.2091>

Knops, J. M., Tilman, D., Haddad, N. M., Naeem, S., Mitchell, C. E., Haarstad, J., Ritchie, M. E., Howe, M., Reich, P. B., Siemann, E. & Groth, J. Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology Letters*. 1999; 2: 286-293.  
Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.1999.00083.x>

Kufner, D. C. L., Scremin-Dias, E. & Guglieri-Caporal, A. Composição florística e variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas em lagoa de meandro do Pantanal. *Rodriguésia*. 2011; 62: 803-812.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S2175-78602011000400008>

Lehn, C. R., Bueno, M. L., Kufner, D. C. L., Scremin-Dias, E., Pott, V. J. & Damasceno Junior, G. A. Fitossociologia de macrófitas aquáticas associadas ao Rio Miranda, Pantanal, MS, Brasil. *Revista de Biologia Neotropical*. 2011; 8: 23-31.  
Doi: <https://doi.org/10.5216/rbn.v8i2.12004>

Lima, E. A. D., Machado-Filho, H. D. O. & Melo, J. I. M. D. Angiospermas aquáticas da Área de Proteção Ambiental (APA) do Cariri, Paraíba, Brasil. *Rodriguésia*. 2013; 64: 667-683.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S2175-78602013000400001>

Lisbôa, F. F. & Gastal Jr., C. V. S. Levantamento das macrófitas aquáticas na beira do lago Guaíba no município de Guaíba, RS/Brasil. *Cadernos de Pesquisa*. 2003; 15: 17-27.

Lolis, S. F. & Thomaz, S. M. Monitoramento da composição específica da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório Luís Eduardo Magalhães. *Planta Daninha*. 2011; 29: 247-258.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-83582011000200002>

Lopes, A., Wittmann, F., Schöngart, J. & Piedade, M. T. F. Herbáceas aquáticas em seis igapós na Amazônia central: composição e diversidade de gêneros. *Revista Geográfica Acadêmica*. 2014; 8: 5-17.  
Doi: <https://doi.org/10.18227/1678-7226rga.v8i1.2979>

Lopes, A., Crema, L. C., Demarchi, L. O., Ferreira, A. B., Santiago, I. N., Ríos-Villamizar, E. A. & Piedade, M. T. F. Herbáceas aquáticas em igapós de água preta dentro e fora de Unidades de Conservação no estado do Amazonas. *Biodiversidade Brasileira*. 2019; 9: 45-62.  
Doi: <https://doi.org/10.37002/biobrasil.v9i2.769>

Machado-Filho, H. O., Cabral, L. L., Melo, J. I. M., Zickel, C. S. & Moura, A. N. Macrófitas aquáticas da região neotropical: uma abordagem cientométrica. *Revista Biociências*. 2014; 20: 90-106.

Magalhães, J. H. R. & Maimoni-Rodella, R. C. S. Floristic composition of a freshwater swamp forest remnant in southeastern Brazil. *Check List*. 2012; 8: 832-838.  
Doi: <https://doi.org/10.15560/8.4.832>

Martins, D., Velini, E. D., Piteli, R. A., Tomazella, M. & Negrisoli, E. Ocorrência de plantas aquáticas nos reservatórios da Light-RJ. *Planta Daninha*. 2003; 21: 105-108.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-83582003000400016>

Matias, L. Q., Amado, E. R. & Nunes, E. P. Macrófitas aquáticas da lagoa de Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 2003; 17: 623-631.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062003000400015>

Mauhs, J., Marchioretto, M. S. & Budke, J. C. Riqueza e biomassa de macrófitas aquáticas em uma área úmida na planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisa Botânica*. 2008; 57: 289-302.

Mereles, F., Degen, R. & Lopez de Kochalca, N. Humedales en el Paraguay: breve reseña de su vegetacion. *Amazoniana*. 1992; 2: 305-316.

Moreira, S. N., Pott, A., Pott, V. J. & Damasceno-Junior, G. A. Structure of pond vegetation of a vereda in the Brazilian cerrado. *Rodriguésia*. 2011; 62: 721-729.

Doi: <https://doi.org/10.1590/S2175-78602011000400002>

Mormul, R. P., Alves Ferreira, F., Sala Michelin, T., Carvalho, P., Silveira, M. J. & Thomaz, S. M. Aquatic macrophytes in the large, sub-tropical Itaipu Reservoir, Brazil. *Revista de Biología Tropical*. 2010; 58: 1437-1452.

Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i4.5422>

Moura Baptista, L. R., Lorscheitter, M. L. & Scherer, C. Floristic composition of a Subtropical bog, Eastern Plateau from southern Brazil. *Check List*. 2012; 8: 224-236.

Doi: <https://doi.org/10.15560/8.2.224>

Nathan, R. & Katul, G. G. Foliage shedding in deciduous forests lifts up long-distance seed dispersal by wind. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2005; 102: 8251-8256.

Doi:10. 1073/pnas.0503048102

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*. 2006; 6: 24-29.

Noletto, E. V., Barbosa, M. V. M. & Pelicice, F. M. Distribution of aquatic macrophytes along depth gradients in Lajeado Reservoir, Tocantins River, Brazil. *Acta Limnológica Brasiliensia*. 2019; 31: 1-11.

Doi: <https://doi.org/10.1590/s2179-975x9317>

Padial, A. A., Bini, L. M. & Thomaz, S. M. The study of macrophytes in Neotropics: a scientometrical view of the main trends and gaps. *Brazilian Journal of Biology*. 2008; 68: 1051-1059.

Doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500012>

Pennington, R. T., Richardson, J. E. & Lavin, M. Insights into the historical construction of species-rich biomes from dated plant phylogenies, phylogenetic community structure and neutral ecological theory. *New Phytologist*. 2006; 172: 605-616.

Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01902.x>

Pereira, S. A., Trindade, C. R. T., Albertoni, E. F. & Palma-Silva, C. Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. *Acta Limnológica Brasiliensia*. 2012; 24: 52-63.

Doi: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000026>

Piedade, M. T. F., Schoengart, J. & Junk, W. J. O manejo sustentável das áreas alagáveis da Amazônia central e as comunidades de herbáceas aquáticas. *Uakari*. 2005; 1: 29-38.

Doi: <https://doi.org/10.31420/uakari.v1i1.9>

Pinto, M. P., Bini, L. M. & Souza, D. C. D. Diversidade de macrófitas aquáticas no vale do rio Paranã – Goiás. *Cadernos de Biodiversidade*. 2005; 5: 25-35.

Pitelli, R. L. C. M., Toffaneli, C. M., Vieira, E. A., Pitelli, R. A. & Velini, E. D. Dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana, RJ. *Planta Daninha*. 2008; 26: 473-480.

Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-83582008000300001>

Pivari, M. O. D., Salimena, F. R. G., Pott, V. J. & Pott, A. Macrófitas aquáticas da Lagoa Silvana, Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia*. 2008; 63: 321-327.

Pott, A., Pott, V. J., Moreira, S. N. & Ferreira, F. A. Macrófitas aquáticas do Pantanal e de outras áreas úmidas em Mato Grosso do Sul. *Heringeriana*. 2012; 6: 72-75.

Doi: <https://doi.org/10.17648/heringeriana.v6i1.42>

Prinzing, A., Reiffers, R., Braakhekke, W. G., Hennekens, S. M., Tackenberg, O., Ozinga, W. A., Schamine, J. H. J. & Van Groenendael, J. M. Less lineages – more trait variation: phylogenetically clustered plant communities are functionally more diverse. *Ecology Letters*. 2008; 11: 809-819.  
Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01189.x>

Reflora. Plantas do Brasil: resgate histórico e herbário virtual para o conhecimento e conservação da flora Brasileira. [Acesso em: 25 maio 2020]. Disponível em: <https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/PrincipalUC/PrincipalUC.do>.

Renner, S. Gymnosperms. In: Hedges, S.B. & Kumar, S. (eds). *The time of life*. Oxford: Oxford University Press; 2009. p. 157-160.

Rocha, C. G., Resende, U. M. & Lugnani, J. S. Diversidade de macrófitas em ambientes aquáticos do IPPAN na Fazenda Santa Emília, Aquidauana, MS. *Revista Brasileira de Biociências*. 2007; 5: 456-458.

Rocha, D. C. & Martins, D. Levantamento de plantas daninhas aquáticas no reservatório de Alagados, Ponta Grossa-PR. *Planta Daninha*. 2011; 29: 237-246.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-83582011000200001>

Rolon, A. S., Homem, H. F. & Maltchik, L. Aquatic macrophytes in natural and managed wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. *Acta Limnológica Brasiliensia*. 2010; 22: 133-146.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2010000200003>

Sabino, J. H. F., Araújo, E. S., Cotarelli, V. M., Siqueira-Filho, J. A. & Campelo, M. J. A. Riqueza, composição florística, estrutura e formas biológicas de macrófitas aquáticas em reservatórios do semiárido nordestino, Brasil. *Natureza*. 2015; 19: 184-194.

Santamaría, L. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. *Acta Oecologica*. 2002; 23: 137-154.  
Doi: [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(02\)01146-3](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(02)01146-3)

Santamaría, L. & Klaassen, M. Waterbird-mediated dispersal of aquatic organisms: An introduction. *Acta Oecologica*. 2002; 23: 115-119.  
Doi: [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(02\)01144-X](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(02)01144-X)

Santos, B. A., Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C. E. & Tabarelli, M. Edgerelated loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic forest. *PLoS ONE*. 2010; 5: 1-7.  
Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012625>

Scremin-Dias, E., Potti, V. J., Damasceno-Junior, G. A., de Meira Cristaldo, A. C., Dias, F. A. & Pott, A. Flora de campos úmidos calcários da Serra da Bodoquena. *Iheringia*. 2018; 73: 80-92.  
Doi: <https://doi.org/10.21826/2446-8231201873s80>

Sculcorpe, C. D. *The biology of aquatic vascular plants*. London: Ed. Arnold; 1967. 610 p.

Silva, R. M. M. & Carniello, M. A. Ocorrência de macrófitas em lagoas intermitentes e permanentes em Porto Limão Cáceres – MT. *Revista Brasileira de Biociências*. 2007; 5: 519-521.

Skarpaas, O., Auhl, R. & Shea, K. Environmental variability and the initiation of dispersal: turbulence strongly increases seed release. *Proceedings of the Royal Society B*. 2006; 273: 751-756.  
Doi: 10.1098/rspb.2005.3366

Sobral, F. L. & Cianciaruso, M. V. Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re)montando a ecología de comunidades em diferentes escalas espaciais. *Bioscience Journal*. 2012; 28: 617-631.

Souza, E. M. S. & Moreira, L. C. S. Avaliação da composição de espécies de macrófitas aquáticas em ecossistemas lênticos perenes do Parque das Dunas, Salvador – BA. *Revista Eletrônica Científica da UERGS*. 2017; 3: 807-820.  
Doi: <https://doi.org/10.21674/2448-0479.34.807-820>

Spellmeier, J., Périco, E. & Freitas, E. M. Composição florística de um banhado no município de Estrela / Rio Grande do Sul. *Pesquisas Botânicas*. 2009; 60: 367-381.

Trevelin, L. C., Oliveira, F., Souza, M. B. & Portali, T. C. Diversidade local de macrófitas aquáticas nas águas brancas e pretas na Amazônia central. Manaus: Inpa; 2007. p. 1-6.

Trindade, C. R. T., Pereira, S. A., Albertoni, E. F. & Silva, C. P. Caracterização e importância das macrófitas aquáticas com ênfase nos ambientes límnicos do Campus Carreiros – Furg, Rio Grande, RS. Caderno de Ecologia Aquática. 2010; 5: 1-22.

Valadares, R. T., Souza, F. B. C. D., Castro, N. G. D. D., Peres, A. L. S. D. S., Schneider, S. Z. & Martins, M. L. L. Levantamento florístico de um brejo-herbáceo localizado na restinga de Morada do Sol, município de Vila Velha, Espírito Santo, Brasil. Rodriguésia. 2011; 62: 827-834.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S2175-78602011000400010>

Van der Pijl, L. Principles of dispersal in higher plants. Berlin: Springer-Verlag; 1982. 214 p.  
Doi: <https://doi.org/10.1007/978-3-642-87925-8>

Vilarrubia, T. V. & Cova, M. Estudio sobre la distribución y ecología de macrófitos acuáticos en el embalse de Guri. Interciencia. 1993; 18: 77-82.

Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A. & Donoghue, M. J. Phylogenies and community ecology. Annual Review of Ecology and Systematics. 2002; 33: 475-505.  
Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448>

Webb, C. O., Ackerly, D. D. & Kembel, S. W. Phylocom: software for the analysis of community phylogenetic structure and trait evolution, version 4.1. [Acesso em: 25 ago. 2015]. Disponível em: <http://www.phylodiversity.net/phylocom/>.

Webb, C. O. & Donoghue, M. J. Phylomatic: tree assembly for applied phylogenetics. Molecular Ecology Notes. 2005; 5: 181-183.  
Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2004.00829.x>

Wiens, J. J. The causes of species richness patterns across space, time, and clades and the role of “Ecological Limits”. The Quarterly Review of Biology. 2011; 86: 75-96.  
Doi: <https://doi.org/10.1086/659883>

Willig, M. R., Kaufman, D. M. & Stevens, R. D. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 2003; 34: 273-309.  
Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.012103.144032>

Xavier, L. R. C. C., Araújo, T. O., Nascimento, P. R. F., & Pereira, S. M. B. Floristic surveys of aquatic macrophytes in reservoirs in the Agreste zone of Pernambuco State, Brazil. Brazilian Journal of Botany. 2012, 35: 313-318.  
Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042012000400004>