



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

FRANCISCO YAGO ELIAS DE CASTRO DIAS

**CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE VEGETAL DO CERRADO MARGINAL
DO NORDESTE BRASILEIRO**

FORTALEZA

2023

FRANCISCO YAGO ELIAS DE CASTRO DIAS

CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE VEGETAL DO CERRADO MARGINAL DO
NORDESTE BRASILEIRO

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito para obtenção de título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais. Linha de pesquisa: Estrutura e funcionamento de Comunidades Vegetais

Orientadora: Profa. Dra. Maria Iracema Bezerra
Loiola

Coorientadora: Profa. Dra. Francisca Soares de
Araújo

Colaborador: Dr. Bruno Sousa Menezes

FORTALEZA

2023

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

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

- D532c Dias, Francisco Yago Elias de Castro.
Conservação da biodiversidade vegetal do cerrado marginal do nordeste brasileiro / Francisco Yago Elias de Castro Dias. – 2023.
71 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2023.
Orientação: Profa. Dra. Maria Iracema Bezerra Loiola.
Coorientação: Profa. Dra. Francisca Soares de Araújo.
1. Flora Fanerogâmica. 2. Diversidade Taxonômica. 3. Diversidade Filogenética. 4. Savana. 5. Semiárido. I. Título.

CDD 577

FRANCISCO YAGO ELIAS DE CASTRO DIAS

CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE VEGETAL DO CERRADO MARGINAL DO
NORDESTE BRASILEIRO

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito para obtenção de título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais. Linha de pesquisa: Estrutura e funcionamento de Comunidades Vegetais

Avaliado em: 25 de maio de 2023

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Maria Iracema Bezerra Loiola (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Cristina Maria Branquinho Fernandes (Examinador)
Universidade de Lisboa (UL)

Profa. Dra. Maria Jesus Nogueira Rodal (Examinadora)
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

Profa. Dra. Andréa Pereira Silveira (Examinadora)
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Prof. Dr. Raimundo Luciano Soares Neto (Examinador)
Universidade Regional do Cariri (URCA)

AGRADECIMENTOS

À minha filha Luna, que é a minha maior fonte de inspiração e à minha querida Denise, por todo o seu companheirismo e incentivo.

À minha mãe, Mona Elias e minha avó, Zuleide (in memoriam) e aos meus irmãos Joana Maria de Castro Sousa e Francisco José Guimarães Loiola Júnior pelo amor, incentivo e apoio incondicional.

À Universidade Federal do Ceará e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais pelo apoio e credibilidade.

À minha orientadora Profa. Maria Iracema Bezerra Loiola, pelos ensinamentos e paciência na construção desse trabalho.

Ao Dr. Bruno Menezes pelo auxílio na construção da pesquisa e na análise e interpretação dos resultados.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de doutorado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) que auxiliaram no financiamento da pesquisa.

A todos os colegas e professores do PPGERN que de alguma forma me ajudaram no trabalho e nas disciplinas.

Aos amigos Kaio Gomes e Virgínia Silva pela ajuda em todas as etapas da execução do projeto.

A todos os familiares e amigos que de alguma forma contribuíram com minha caminhada.

RESUMO

A demarcação de áreas protegidas é historicamente a principal estratégia de conservação da biodiversidade no mundo. Uma estratégia para direcionar a conservação para processos ecológicos é adicionando informações evolutivas e funcionais dos organismos que compõem a assembleia local. Investigamos o que efetivamente é conservado no Cerrado Marginal do Nordeste brasileiro (NC), um distrito biogeográfico que faz parte de um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade. Para isso, realizamos comparações entre a flora de angiospermas de diversas áreas do NC, e a flora de outras áreas do NC a partir de uma abordagem filogenética. No Capítulo 1, comparamos as assembleias locais a partir de índices de diversidade taxonômica (Δ^+) e filogenética (PD, MPD, MNTD e VPD). No Capítulo 2 investigamos como a diversidade filogenética (filobetadiversidade) vegetal se distribui no NC e quais os fatores ambientais que influenciam nessa distribuição. Registramos 1107 espécies para o NC. Os índices PD e MNTD correlacionaram-se positivamente e negativamente com a riqueza de espécies (SR), respectivamente. MPD e Δ^+ apresentaram baixa correlação com SR, enquanto que para VPD não se observou correlação. Observamos que, embora possua a maior SR analisada, a flora do PARNA Sete Cidades é composta principalmente por espécies que divergiram recentemente, não necessariamente associada a maior conservação de história evolutiva. Nossos resultados evidenciaram que o NC possui um gradiente de similaridade florística que parte das áreas mais próximas ao centro do domínio em direção às suas bordas, entretanto, quando consideramos a dimensão evolutiva esse padrão não se repete. Fatores ambientais relacionados com a disponibilidade hídrica e a temperatura demonstram a influência do clima semiárido para o NC. Assim, a demarcação de áreas protegidas utilizando apenas a dimensão da riqueza de espécies acarreta na conservação de histórias evolutivas similares. Portanto, buscar áreas com assembleias filogeneticamente distintas contribuiria para o planejamento estratégico da conservação da biodiversidade do NC. Ainda, em um contexto de mudanças ambientais reforçam a necessidade de urgência nessa mudança de perspectiva, visto que os ambientes semiáridos, que influenciam diretamente o NC, tendem a ser dos mais afetados.

Palavras-chave: flora fanerogâmica; diversidade taxonômica; diversidade filogenética; savana; semiárido.

ABSTRACT

The demarcation of protected areas has historically been the main biodiversity conservation strategy in the world. One strategy to drive conservation towards ecological processes is to add evolutionary and functional information from the organisms that make up the local assemblage. We investigated what is effectively conserved in the Cerrado Marginal of Northeast Brazil (NC), a biogeographical district that is part of one of the world's biodiversity hotspots. For this, we performed comparisons between the flora of angiosperms from different areas of the NC and the flora from other areas of the NC from a phylogenetic approach. In Chapter 1, we compare local assemblages based on taxonomic ($\Delta+$) and phylogenetic (PD, MPD, MNTD, and VPD) diversity indices. In Chapter 2 we investigated how plant phylogenetic diversity (phylobetadiversity) is distributed in the NC and what environmental factors influence this distribution. We recorded 1107 species for the NC. PD and MNTD indices were positively and negatively correlated with species richness (SR), respectively. MPD and $\Delta+$ showed low correlation with SR, while for VPD no correlation was observed. We observed that, although it has the highest SR analyzed, the flora of PARNA Sete Cidades is mainly composed of species that have recently diverged, not necessarily associated with greater conservation of evolutionary history. Our results showed that the NC has a floristic similarity gradient that starts from the areas closer to the center of the domain towards its edges, however, when we consider the evolutionary dimension, this pattern is not repeated. Environmental factors related to water availability and temperature demonstrate the influence of the semi-arid climate on the NC. Thus, the demarcation of protected areas using only the dimension of species richness leads to the conservation of similar evolutionary histories. Therefore, looking for areas with phylogenetically distinct assemblages would contribute to the strategic planning of biodiversity conservation in the NC. Still, in the context of environmental changes, they reinforce the need for urgency in this change of perspective, since the semi-arid environments, which directly influence the NC, tend to be the most affected.

Keywords: phanerogamic flora; taxonomic diversity; phylogenetic diversity; savanna; semiarid.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	7
2	CAPÍTULO 1 – WHAT DO CONSERVATION UNITS IN THE PERIPHERAL CERRADO OF NORTHEAST BRAZIL CONSERVE?.....	12
3	CAPÍTULO 2 – CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NO CERRADO MARGINAL DO NORDESTE BRASILEIRO: UMA ANÁLISE DE FILOBETADIVERSIDADE.....	41
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	65
	REFERÊNCIAS.....	67
	ANEXO A – INSTRUÇÕES PARA AUTORES, PERIÓDICO BIODIVERSITY AND CONSERVATION.....	71

1 INTRODUÇÃO

A conservação da biodiversidade é uma das maiores problemáticas discutidas dentro das ciências ambientais atualmente, devido aos constantes relatos de efeitos negativos causados pelo ser humano ao meio ambiente (TAYLOR et al., 2020). Fatores como o aumento nas emissões de gases do efeito estufa tem alterado significativamente o clima global (ALLEN et al., 2010), sendo esperado que temperaturas cada vez mais altas sejam atingidas (MCDOWELL; ALLEN,2015). Nesse sentido, é esperado que ocorra um aumento na frequência, duração e severidade de eventos de estresse de seca e calor (ALLEN et al., 2015), o que potencialmente pode ocasionar modificações na composição, estrutura e biogeografia de comunidades vegetais em diversas regiões do globo (ALLEN et al., 2010). Assim como as mudanças climáticas, outros fatores como o uso da terra e a inserção de espécies exóticas invasoras em ambientes naturais também ameaçam o equilíbrio desses ecossistemas (BELLARD et al., 2014).

Dessa forma, as abordagens ecocêntricas, isto é, que partem do princípio de que todos os seres vivos e demais componentes dos ecossistemas possuem um valor próprio, intrínseco à sua própria existência, e desassociado dos seus benefícios aos seres humanos, proporcionam uma ética importante para a conservação da biodiversidade (WASHINGTON et al., 2017). Ainda, adicionalmente ao seu valor intrínseco, ressalta-se que os ecossistemas naturais fornecem diversos benefícios essenciais à vida humana na forma de serviços ecossistêmicos, e esses têm sido alterados e perdidos no mundo inteiro (DÍAZ et al., 2007, 2019). Dessa forma, são necessárias que sejam adotadas medidas que proporcionem respostas ambiental, social e economicamente condizentes com os impactos antropogênicos causados (TAYLOR et al., 2020).

Embora estudos focados em riqueza e abundância das espécies sejam ainda de extrema importância (VANDEWALLE et al., 2010), um fator chave para parar, ou ao menos desacelerar, o processo de perda de biodiversidade é entender melhor os padrões e processos ecológicos em larga escala, utilizando abordagens não centradas unicamente na contagem de espécies (FOREST et al., 2015). Para isso, estudos com variáveis que possibilitem entender melhor os padrões de organização das assembleias de plantas, que vão além da diversidade taxonômica, também devam ser considerados (TRIBOT et al., 2016), utilizando, por exemplo, a adição de informações evolutivas nas análises (FOREST et al., 2015).

Uma abordagem que vem sendo apontada como de relevante uso para a biologia da conservação é o uso de informações filogenéticas, que pode servir como variável norteadora do

planejamento e manejo da proteção e preservação da biodiversidade (WEBB; DONOGHUE, 2005; MOUCHET; MOUILLOT, 2011; FOREST et al. 2015). A partir dessas informações, podem ser melhor analisados os processos ecológicos e biológicos que estão associados ao acúmulo de diferenças fenotípicas, genéticas, comportamentais e/ou fenológicas entre linhagens evolutivas distintas (HARVEY; PAGEL, 1991; TUCKER et al., 2017). Para isso, a abordagem filogenética vai além das premissas de igualdade entre espécies e indivíduos (MAGURRAN, 2004), uma vez que cada espécie tem uma influência diferente na organização e funcionamento dos processos ecológicos de um ecossistema (DÍAZ et al., 2007, 2019; MOUCHET et al., 2010).

Dentro do contexto da conservação da biodiversidade, o Brasil deveria ser considerado centro das discussões (AZEVEDO-SANTOS et al., 2020), visto que, por ser um país considerado megadiverso, abrigando elevada riqueza de espécies, além de um alto grau de endemismo (FORZZA, 2010; AZEVEDO-SANTOS et al., 2020), as ações aqui realizadas podem potencialmente refletir em todo o planeta. No território brasileiro encontram-se ainda dois *hotspots* de biodiversidade, o Cerrado e a Mata Atlântica (MITTERMEIER et al., 2011; BELLARD et al., 2014), o que reforça a importância da conservação desses ecossistemas.

Dessa forma, são necessárias ações urgentes objetivando elucidar as lacunas de informação que possam subsidiar políticas de conservação, em resposta ao cenário atual de rápida perda de biodiversidade no mundo devido à ação antrópica (FOREST et al., 2015), em especial no Brasil (AZEVEDO-SANTOS et al., 2017, 2020), para uma efetiva proteção da sua biodiversidade (FOREST et al., 2015; CIONEK et al., 2019).

Historicamente, a principal estratégia da política ambiental brasileira para a conservação da biodiversidade é a demarcação de Unidades de Conservação (UC), através do Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (MITTERMEIER et al., 2005; MARTINS, 2012; LEITE; IVANOV, 2020). Essa política se estabeleceu baseada em décadas de discussões sobre a conservação dos ecossistemas naturais, acompanhando as tendências internacionais de conservação biológica (MITTERMEIER et al., 2005; MARTINS, 2012). Contudo, de forma generalizada, as demarcações ocorreram associadas a critérios que não consideram todas as dimensões da biodiversidade, principalmente relacionadas com a preservação de espécies-chave ameaçadas de extinção, ecossistemas seriamente degradados (e.g. no domínio de Mata Atlântica) e na proteção de áreas de relevante beleza cênica (MITTERMEIER et al., 2005; MARTINS, 2012). Em contraponto, a abordagem sistêmica dos ecossistemas, considerando toda a complexidade existente (FOREST et al., 2015) teve pouco ou nenhuma influência na demarcação das UCs. Nesse cenário, intensificado pelas recentes

tentativas de desmonte das políticas ambientais no país (AZEVEDO-SANTOS et al., 2017, 2020), é importante que critérios claros e embasados em informações científicas sejam utilizados para saber o que realmente está sendo preservado.

O Cerrado é um dos *hotspots* de biodiversidade localizados no território brasileiro (MITTERMEIER et al., 2011). O termo cerrado é um vocábulo que atualmente engloba três acepções técnicas distintas, de acordo com Walter, Carvalho e Ribeiro (2008): a primeira e mais abrangente, é a de bioma; a segunda diz respeito ao seu sentido amplo (i.e. cerrado *lato sensu*); e a última, diz respeito a fitofisionomia de Savana predominante, o cerrado *stricto sensu*. A acepção de bioma corresponde ao sentido de domínio fitogeográfico (VIEIRA et al. 2022), que por sua vez coincide em grande parte com os domínios morfoclimáticos propostos Ab'Sáber (2012), isto é, uma área de dimensões subcontinentais que compartilha condições morfoclimáticas semelhantes e onde predomina um certo tipo de vegetação. Nessa acepção, o domínio Cerrado ocupa na sua área contínua boa parte do Brasil central, da região Nordeste e dos estados de São Paulo e Minas Gerais, além de áreas disjuntas na região Norte e de pequenas ilhas no Paraná (RIBEIRO; WALTER, 2008). A segunda acepção, abrange o conjunto das principais fisionomias de vegetação presentes no bioma (COUTINHO, 1978; EITEN, 1994). Aqui, será utilizado cerrado (grafado com inicial minúscula) como o conjunto de fitofisionomias predominantes no domínio fitogeográfico (cerrado *lato sensu*), fazendo ressalvas quando referido à principal fisionomia de Savana (cerrado *stricto sensu*), e Cerrado (grafado com inicial maiúscula) como o domínio fitogeográfico.

O Cerrado é o segundo maior domínio fitogeográfico brasileiro em área ocupada, cobrindo originalmente uma área correspondente a dois milhões de quilômetros quadrados do território (MYERS et al., 2000; GOTTSBERGER; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 2006). O domínio possui uma flora composta por 12.669 espécies (4.215 endêmicas), sendo as plantas com sementes as dominantes, representadas por 11.392 espécies, das quais 4.151 endêmicas (FORZZA et al., 2012). O domínio abriga uma ampla variação de fitofisionomias, que vão desde fisionomias campestres (campo limpo) até fisionomias florestais (cerradão), sendo a fisionomia de Savana (cerrado *stricto sensu*) a predominante na maior parte do seu território (COUTINHO, 1978; ARANTES; FERREIRA-JÚNIOR; COE, 2016).

De forma geral, essa alternância de fitofisionomias ocorre devido as variações dos fatores climáticos; edáficos, principalmente o *status* nutricional do solo; da geomorfologia; topografia; latitude; profundidade do lençol freático; frequência e intensidade das queimadas; e pela ação antrópica como pastejo, abertura da área para atividades agropecuárias, queimadas induzidas, extrativismo da madeira, etc. (COLE, 1960; WALTER; CARVALHO; RIBEIRO,

2008; RIBEIRO; WALTER, 2008; CASTRO et al., 2012; MIATTO; BATALHA, 2016). Nesse contexto, as fisionomias savânicas e campestres se estabelecem predominantemente em áreas com deficiência hídrica mais acentuada na estação desfavorável e em solo de mais baixa fertilidade, ocorrendo o oposto com as fisionomias florestais (FELFILI, 2003; CASTRO et al., 2012; MIATTO; BATALHA, 2016; MIATTO; WRIGHT; BATALHA, 2016).

A área *core* (i.e. a área mais típica e contínua) do Cerrado localiza-se nos planaltos da região Centro-Oeste (altitudes de 900 a 1.200 m) (AB'SÁBER, 2012), possuindo ainda áreas marginais, em termos de localização, como na porção meridional da região Sudeste (altitudes de 500 a 900 m) e na região Nordeste (altitudes de 0 a 500 m). Esses cerrados marginais são considerados Distritos Biogeográficos, i.e. distingue-se das demais áreas do domínio de endemismo e similaridade florística (VIEIRA et al. 2022). Os cerrados nordestinos localizam-se principalmente entre os estados do Maranhão (centro-sul e nordeste do estado) e Piauí (sudoeste e centro-norte do estado) (CASTRO et al., 2007), sendo considerado marginal mesmo que contínuo à área (CASTRO; MARTINS; FERNANDES, 1998). O Cerrado Marginal do Nordeste do Brasil (NC) tem como peculiaridade a forte tensão ecológica a qual está submetido, em decorrência da influência dos domínios que o cercam: a área *core* do Cerrado ao sul e sudeste, dos domínios Amazônico (a oeste), da Mata Atlântica (oeste e noroeste) e da Caatinga (a leste) (CASTRO, 1994).

A vegetação presente no NC ocorre sob condições distintas das encontradas na área *core* do Cerrado, como o clima semiárido, as altitudes menos elevadas (de 0 a 500 m) e os fatores edáficos distintos (CASTRO, 2003; CASTRO et al., 2007). Assim, a flora presente no NC possui uma composição diferenciada da encontrada na sua área *core* e apresentando um gradiente geográfico de similaridade da flora partindo do centro do domínio para a sua periferia (VIEIRA et al., 2019), com a presença também de espécies típicas dos domínios que a influenciam (CASTRO, 1994; OLIVEIRA et al., 2019).

Junto com outros estados do Nordeste, o cerrado localizado no estado do Piauí é considerado um dos grandes supercentros de biodiversidade do Cerrado no Brasil (CASTRO, 1994). Nesse estado, o Cerrado apresenta um complexo mosaico de tipos vegetacionais devido à forte influência florística da floresta amazônica e da caatinga, além da área *core* do cerrado, possuindo ainda uma longa faixa de transição (ecótono) entre esses ambientes (CASTRO, 2003; MACEDO et al., 2019).

Diante do exposto, nesse estudo procurou-se responder qual é a biodiversidade que efetivamente está sendo conservada no NC e quais fatores ambientais que a influenciam. Assim,

essa tese está organizada em dois capítulos na forma de manuscritos, seguindo as normas do periódico escolhido para sua publicação, da seguinte maneira:

Capítulo 1 – O que as Unidades de Conservação Federais do Brasil efetivamente conservam? Um estudo de caso no Cerrado Marginal da Região Nordeste. Nesse manuscrito foi explorada a biodiversidade (diversidades taxonômica e filogenética) presente no NC. O manuscrito está em revisão no periódico *Biodiversity and Conservation*;

Capítulo 2 – Conservação da biodiversidade no Cerrado Marginal do Nordeste brasileiro: uma análise de filobeta-diversidade. Buscou-se compreender as diferenças entre linhagens evolutivas de espécies vegetais do CMN e quais os fatores ambientais que influenciam a sua distribuição. O manuscrito será submetido ao periódico *Biodiversity and Conservation*

2 CAPÍTULO 1

What do Conservation Units in the peripheral Cerrado of Northeast Brazil conserve?

Francisco Yago Elias de Castro Dias^{1*} (0000-0001-8194-7228); Bruno Sousa Menezes¹ (0000-0003-1134-8996); Maria Edileide Alencar Oliveira² (0000-0002-3062-5277); Fernando Roberto Martins³ (0000-0002-3068-7099); Francisca Soares de Araújo¹ (0000-0003-4661-6137); Maria Iracema Bezerra Loiola¹ (0000-0003-3389-5560)

¹Graduate Course of Ecology and Natural Resources, Department of Biology, Campus of Pici, Federal University of Ceará, Fortaleza – CE, Zip Code 60440-900, Brazil

²Federal Institute of Piauí (IFPI), 64000-040, Teresina, PI, Brazil.

³Department of Plant Biology, Institute of Biology, P.O. Box 6109, Campinas State University (UNICAMP), 13083-970 Campinas, SP, Brazil.

*Corresponding author. E-mail: yagocstr@outlook.com.

Abstract

Investigations into the influences that different species cause to the organization and functioning of ecosystems, which through phylogenetic analyses, take evolutionary information into account, are relevant to conservation biology. In this study, we seek to understand what is effectively conserved in the Northeastern Cerrado (NC), a peripheral area in the northeastern most of the Brazilian Cerrado, one of the world's biodiversity hotspots. To do this, we compiled floristic data and compared different aspects of the taxonomic (Δ^+) and phylogenetic (Phylogenetic Diversity – PD, Mean Pairwise Distance – MPD, Mean Nearest Taxon Distance – MNTD, and Variance of Pairwise Distance – VPD) diversity. We use the FLORACENE database, that includes information on the flora of 29 protected areas and added our collections from PARNA Sete Cidades. Our analyzes show that higher species richness (SR) is not

necessarily associated with higher evolutionary history conservation. The indices of PD and MNTD were positively and negatively influenced by species richness, respectively, indicating that the increase in phylogenetic richness occurred by the addition of evolutionarily close species. Although MPD and VPD are accepted as other facets of phylogenetic diversity, they respond very similarly to phylogenetic richness. We also observed that sites with a higher concentration of protected areas, such as the center of the NC, have both low richness and phylogenetically distant species. Thus, we can say that the protected areas of the NC are not preserving all the dimensions of phylogenetic diversity necessary for the effective conservation of ecological processes. These findings reinforce the importance of public policy planning for conservation.

Keywords: Biological conservation, biodiversity, semiarid, phylogenetic, taxonomic diversity.

Introduction

The demarcation of conservation areas is an important tool for protecting natural ecosystems and maintaining their ecological processes. This is currently one of the most discussed issues in the environmental sciences (Taylor et al. 2020), and has led to debates about what is actually preserved within conservation areas (Onditi et al. 2021). After decades of discussion, Brazil founded the National System of Conservation Units (SNUC) as its main policy for the preservation of natural ecosystems, which encompasses Federal, State and Municipal protected areas (Mittermeier et al. 2005; Martins 2012; Leite and Ivanov 2020). The SNUC encompasses twelve categories of protected area, that are divided into two groups according to their use / management regime (Brasil 2000): fully protected areas, whose management is equivalent to IUCN categories I to III (Dudley 2008); and areas for sustainable use, whose management is equivalent to IUCN categories IV to VI (Dudley 2008).

Brazil is a mega biodiverse country (Forzza 2012; Azevedo-Santos et al. 2020) and harbours at least two of the global biodiversity hotspots (Mittermeier et al. 2011; Bellard et al. 2014). Consequently, Brazil's conservation policy is of paramount importance because its conservation actions have the potential to effect the entire world. Despite this importance, the historical demarcation of protected areas in Brazil has not been based on scientific criteria (Mittermeier et al. 2005; Martins 2012). Thus, studies that can support effective conservation policies in Brazil are urgently required (Forest et al. 2015; Cionek et al. 2019), especially because of recent attempts to dismantle existing policies (Azevedo-Santos et al. 2017, 2020).

Approaches that consider the different influences that distinct species cause on the organization and functioning of ecosystems (Díaz et al. 2007, 2019; Mouchet et al. 2010) are very useful for the effective management of biodiversity (Májeková et al. 2014). Adding evolutionary information, through phylogenetic analyses, enables a better understanding of large-scale ecological processes (Magurran 2004; Forest et al. 2015). This approach is therefore highly relevant to conservation biology (Webb and Donoghue 2005; Mouchet and Mouillot 2011; Forest et al. 2015).

From the evolutionary history accumulated in an assemblage, it is possible to associate species diversity with ecological processes, so that conservation efforts can be directed to the functioning and structure of the ecosystem, over which the simple preservation of species can be superimposed (Tucker et al. 2017). However, it is debatable whether species richness-sensitive phylogenetic diversity metrics (such as Faith's phylogenetic diversity) are the most appropriate to support conservation policy planning (Kelly et al. 2014; Forest et al. 2015; Tucker et al. 2017). One way to circumvent this bias would be to mix metrics that represent the dimensions of richness, divergence, and phylogenetic regularity to obtain a more complete approach. Phylogenetic metrics of richness answer questions about how much total evolutionary history is present in an assemblage; phylogenetic divergence provides information

about the similarity between the species that comprise the assemblage; and phylogenetic regularity metrics measure the distribution of similarity within the assembly (Tucker et al. 2017).

One of the global biodiversity hotspots located in Brazil is the Cerrado (Mittermeier et al. 2011), the second largest Brazilian phytogeographic domain in surface area (Gottsberger and Silberbauer-Gottsberger 2006; Myers et al. 2000). The Cerrado has a core area in the highlands of the Central-West region of Brazil and extends to peripheral areas of the Southeast and Northeast regions, and has disjunct areas in the Atlantic Forest, Caatinga (Seasonally Dry Tropical Forest), and Amazon Forest (Ab'Sáber 2012). The Cerrado physiognomies range from pure grassland, true savanna (predominant), and forest (Coutinho 1978; Arantes et al. 2016). Due to the different meanings of the word (Ribeiro and Walter 1998; Batalha 2011; Ab'Sáber 2012), here we refer to the vegetation, including the whole set of phytophysiognomies, as cerrado, and the phytogeographic province as Cerrado Domain.

In the Northeastern Cerrado (NC), the vegetation occurs in different latitudes, altitudes, soils and climates than those found in the Cerrado core area (Castro 2003; Castro et al. 2007). In addition, the NC is submitted to strong ecological tension due to the neighbouring biomes of the Caatinga in the east, and Amazon in the west (Castro 1994), which generates a gradient of floristic dissimilarity from the center of the NC towards the boundaries with these biomes (Vieira et al. 2019). Considering the complexity of vegetation types, ecological communities, and floras in the NC (Vieira et al. 2019), investigations that support conservation actions in this domain are still required.

Here we aim to understand which dimensions of plant biological diversity in the NC are effectively conserved in protected areas designated for full protection and sustainable use. We try to answer the following questions: i. What is the plant diversity (taxonomic and phylogenetic) present in the NC? ii. How do the dimensions of phylogenetic diversity (richness,

divergence, and regularity) relate to species richness? iii. Which dimensions of the phylogenetic diversity of the NC are preserved in the protected areas? iv. What is the relationship between phylogenetic diversity and species richness in areas with greater species richness?

Material and methods

Study area

The NC is located in the Northeast region of Brazil and occupies area within seven different states (Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco and Bahia) (Figure 1). Most of its area is shared between the states of Maranhão (in the central-south and northeast of the state) and Piauí (in the southwest and central-north of the state) (Castro et al. 2007). The CMN is considered marginal even though they are continuous to the core area of the domain (Castro et al. 1998). In this area, vegetation occurs under conditions different from those observed both in the Cerrado core area and in other marginal and disjunct areas of the domain (Castro 2003; Castro et al. 2007).

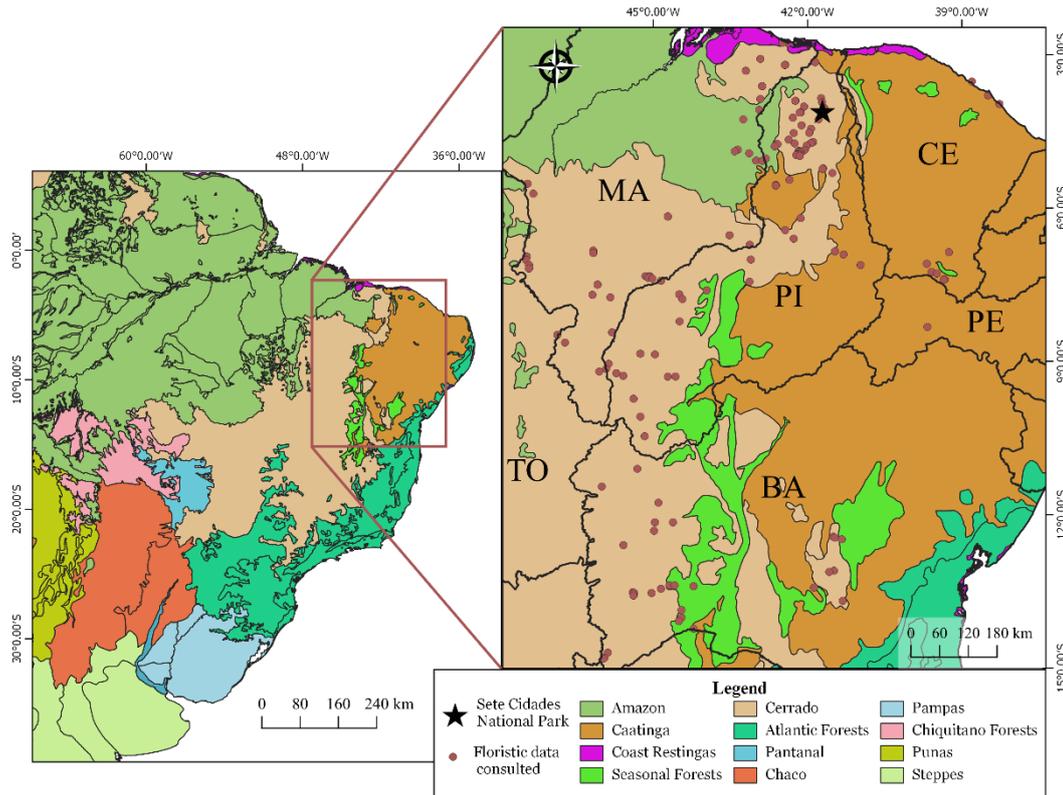


Fig. 1 Map showing the location of NC among the largest biogeographic domains in South America, based on Olson et al. (2001) and Vieira et al. (2022). The points represent the location where the floristic data were collected, which were used to compare the flora of the Sete Cidades National Park (PARNA Sete Cidades) with the flora of the NC present in Vieira et al. (2019), and the star shows the location of PARNA Sete Cidades in Northeast Brazil. States: BA – Bahia; CE – Ceará; MA – Maranhão; PE – Pernambuco; PI – Piauí; TO – Tocantins.

The predominant climate in the region is semi-arid (Ganem et al. 2022), which corresponds to the BSh type according to the Koppen classification, with low precipitation and irregular rainfall concentrated in the months of December to April (Castro et al. 1998). This climate is distinct from the non-dry climate observed in the core area of the domain (Ganem et al. 2022). The altitudes of the region (from 0 to 500 m) are also different from those found in the core area (from 900 to 1,200 m), as are the edaphic factors (Castro 2003; Castro et al. 2007). There is still a strong ecological tension in the NC, caused by the influence of the domains

surrounding it: the core area of the Cerrado to the south and southeast, the Amazon domain (to the west) and the Caatinga domain (to the east) (Castro 1994).

Therefore, the flora present in the NC has a different composition from that found in its core area, presenting a geographic gradient of similarity of the flora, which starts from the center of the domain to its peripheral region (Vieira et al. 2019). The vegetation also shows the presence of species typical of the domains that influence it (Castro 1994; Oliveira 2004). In this context, the NC is considered one of the great biodiversity supercenters of the Cerrado in Brazil (Castro 1994).

We emphasize the Federal Conservation Unit Sete Cidades National Park – PARNA Sete Cidades (41°30' – 41°45' W and 04°05' – 04°15' S) for its representative flora (Oliveira 2004). PARNA Sete Cidades is located in the marginal area of the Cerrado, and its creation was due to its recognition as a priority niche for the conservation of the phytogeographic domains of the Cerrado and Caatinga (Cavalcante 2013). It is worth mentioning that the creation of PARNA Sete Cidades is also associated with its exotic natural geological monuments, (the cities (cidades) of its name), and the presence of archaeological sites within it, which contain archaeological remains and rock art produced by prehistoric human inhabitants (Cavalcante 2013; Mantovani et al. 2017).

The protected area was created in 1961, and has an area of 6,221.48 hectares, with a perimeter of 36.2 km (Cavalcante 2013). It covers part of the municipalities of Piracuruca and Brasileira, in the state of Piauí (Figure 1) (Cavalcante 2013; Mantovani et al. 2017). Altitudes at PARNA Sete Cidades range from 100 to 290 m and the climate is Aw according to the Köppen classification (Oliveira 2004). The average annual temperature is 26.5°C and the average annual precipitation is 1500 mm, concentrated in the months of February to April, with a dry season between the months of August and December, and little water deficit (Mantovani et al. 2017).

The vegetation is formed by structural types of savanna (*cerrado stricto sensu* and rock savannah), in addition to grassland (*campo limpo*), and forest (*cerradão*, flooded gallery forest and semideciduous seasonal forest) (Mantovani et al. 2017) (Figure 2). The protected area has a wide variety of plant species typical of the Cerrado (Castro 1994; Vieira 2019), with different physiological, phenological and anatomical survival strategies (Dória et al. 2016).



Fig. 2 Phytophysognomic types found in PARNA Sete Cidades. a. grassland; b. cerrado *stricto sensu*; c. rock savannah; d. cerradão; e. semideciduous seasonal forest; f. flooded gallery forest.

Assembly of the floristic database

The FLORACENE (Flora of the Cerrados of the Northeast) records, which consist of a group of published floristic inventories carried out in areas of the NC (Vieira et al. 2019) and collections made by the authors of the database, were used to construct the NC floristic database. The collections carried out in the same place were grouped in a single list without

repetition, thus, the FLORACENE list that was initially composed of 178 collection locations was reduced to 124. The grouping was carried out in order to enable a more accurate comparison of the PARNA Sete Cidades database with the other locations. It is worth noting that, in addition to continuous areas, the FLORACENE list also considers disjointed areas of cerrado within the Caatinga domain, such as those located near the coast (coastal savanna) and in the Araripe plateau, Ceará (Figure 1), as observed in some versions of the cerrado distribution (Vieira et al. 2022). In addition to the FLORACENE database, we added our own collections from PARNA Sete Cidades.

The FLORACENE database has information on the flora of 29 protected areas, five of which are under full protection (management equivalent to IUCN categories I to III) and 24 that are designated for sustainable use (management equivalent to IUCN categories IV to VI). The other areas that make up the FLORACENE list are public and private unprotected areas. The floras were constructed using different data collection methods, namely: 47 used only the plot method; 27 only the point-centered quarter method; 26 only the rapid survey method; 10 only the floristic inventory method; 2 only the transect method; 2 associated the methods of plots and rapid survey; 3 the methods of plots and floristic inventory; 1 the point-centered quarter and plot methods; 1 the plot and transect methods; 2 floristic inventory and rapid survey methods; 1 the transect and rapid survey methods; 1 the methods of plots, floristic inventory and rapid survey and; 1 plot methods, floristic inventory and herbarium data (PARNA Sete Cidades) (Appendix A).

For the construction of the PARNA Sete Cidades floristic database, monthly collections of all woody angiosperms in the reproductive stage were carried out from May 2019 to February 2020. The collections followed the walking method (Filgueiras et al. 1994) in sampling points distributed throughout all the cerrado phytophysiognomies present in the protected area. The

monthly collections were carried out by a team of three to five people over a timespan of seven days.

The collected material was herborized and taken to the Herbarium Prisco Bezerra (EAC) of the Federal University of Ceará, where it was identified. Additionally, searches were carried out on collections made at PARNA Sete Cidades at the ReFlora Virtual Herbarium (floradoBrazil.jbrj.gov.br) and at the Flora and Fungi Virtual Herbarium/speciesLink/CRIA (<http://www.specieslink.net>). Species recorded for PARNA Sete Cidades from the FLORACENE database (Vieira et al. 2019) and by Oliveira (2004) were also added.

Finally, all species present in our PARNA Sete Cidades and NC databases were classified and the names were updated according to The Angiosperm Phylogeny Group IV (APG, 2016) and the List of Species of Flora of Brazil (Flora do Brazil 2020), using the *Flora* package (Carvalho 2020) in R (R Core Team 2021).

Construction of the phylogenetic tree

The NC phylogenetic tree was built using the *V.PhyloMaker* package (Jin and Qian 2019) in R version 4.1.1 (R Core Team 2021). The package uses the most comprehensive dated plant phylogenetic database available, with a mega-tree comprising 74,533 species and all extant vascular plant botanical families (GBOTB.extended.tree) (Jin and Qian 2019).

V.PhyloMaker builds the phylogeny by adding the species present in a focal list to the phylogenetic tree. Our focal list consisted of all species present in the NC floristic database and the phylogenetic tree used was the mega-tree “GBOTB.extended.tree” available in the package. For species not present in the mega tree, “Scenario 3” was used, an approach that adds them as polytomies in the basal node of the family/genus present in the mega-tree (Qian and Jin 2016), the same method implemented in Phylomatic (Webb and Donoghue 2005) and BLADJ (Webb

et al. 2008). Among the three possible scenarios, this is an approach that allows the generation of a phylogeny with high resolution, similar to a phylogeny resolved at the species level, providing the necessary robustness for a study of plant community ecology (Qian and Jin 2016). For the paraphyletic genera, we use the `build.nodes.1` function, which finds and returns the most recent common ancestor (MRCA) of all tips in the largest cluster of the genus, and defines it as the basal node of the clade (Qian and Jin 2016).

Analysis

As a measure of taxonomic diversity, we used the average taxonomic distinction (Δ^+) calculated through the *Vegan* package (Oksanen et al. 2020) in R (R Core Team 2021). This index allows taxonomic relationships between species to be considered, based on the phylogenetic diversity of a local community, using an absence/presence matrix (Clarke and Warwick 1998, 2001; Magurran 2004).

To measure phylogenetic diversity, we calculated the indices of Faith's phylogenetic diversity (PD), mean pairwise distance (MPD), mean nearest taxon distance (MNTD), and variance of pairwise distance (VPD). All these metrics were calculated using the *Ape* (Paradis and Schliep 2019) and *Picante* (Kembel et al. 2010) packages in R (R Core Team 2021), to measure the phylogenetic richness, divergence and regularity present in the NC, these being the more appropriate because they are easy to interpret and have precedence in the literature (Tucker et al. 2017).

To answer our questions, we used the following indices: Faith's phylogenetic diversity (PD) (Faith 1992) to measure the total evolutionary history accumulated in each plant assemblage; the mean pairwise distance (MPD) and the mean nearest taxon distance (MNTD) (Webb et al. 2002) to measure the similarity between species in the assemblage; and the

variance of pairwise distance (VPD) (Davies and Buckley 2011), to calculate the distribution of species similarity within each assembly. The PD index is a metric inserted in the richness dimension; MPD and MNTD are metrics that provide information about the dimension of divergence, with the first generating information about the phylogenetic tree as a whole and the second about the most recent evolutionary history of the tree; VPD is a metric that responds to the regularity dimension (Tucker et al. 2017).

All datasets obtained (i.e., Δ^+ , species richness, PD, MPD, MNTD and VPD) were transformed by the logarithmic function, to avoid the effect of scales (e.g. species richness was measured in number of species while phylogenetic diversity measures were made in millions of years), and were tested for a normal distribution using the Shapiro-Wilk test. The relationships between species richness and the values of taxonomic and phylogenetic diversity indices were tested using simple linear regression. We performed a principal component analysis (PCA) to understand how the different areas are organized according to their values of richness and phylogenetic diversity. Additionally, with this analysis it was possible to identify the importance of PARNA Sete Cidades for the flora of the NC. All analyzes were conducted in R (R Core Team 2021).

For a better spatial visualization of the NC diversity, we built a heat map of the region for each of the calculated diversity indices. For this, we used the interpolation method by ordinary kriging in QGIS with the Smart-Map Plugin (Pereira et al. 2022) and then added the limits of the preserved areas in the region.

Results

For the NC, 1,107 species of woody angiosperms were recorded, distributed across 404 genera and 87 families (Appendix A). The family with the highest number of species was

Fabaceae (248 species), followed by Myrtaceae (56 species), Rubiaceae (53 species), Malvaceae (49 species) and Euphorbiaceae (45 species). In relation to the genera with greater richness, *Senna* (Fabaceae), *Chamaecrista* (Fabaceae), *Byrsonima* (Malpighiaceae), *Croton* (Euphorbiaceae) and *Myrcia* (Myrtaceae) stood out, represented by 23, 22, 21, 19 and 19 species, respectively.

Among the areas compared in the analyzes (Appendix A), PARNA Sete Cidades was the one with the greatest richness in the angiosperm flora, with 347 species distributed in 182 genera and 57 families. Fabaceae (123 species), Rubiaceae (21 species), Myrtaceae (18 species), Malvaceae (16 species) and Euphorbiaceae (15 species) were the families with the highest number of representatives. *Chamaecrista* (10 spp.) and *Mimosa* (9 spp.) (Fabaceae) were the genera with the highest number of species in PARNA Sete Cidades, while *Croton* (7 spp.), *Myrcia* (7 spp.) and *Byrsonima* (6 spp.) were the genera not belonging to Fabaceae with the highest number of representatives.

The PCA axes explained a large proportion of the variation in angiosperm assemblages in the NC (99.1%) (Figure 3). Axis 1, mainly associated with the values of PD, species richness (SR) and MNTD, positively (SR and PD) and negatively (relation between the number of genus and species richness (Genus/SR) and MNTD) related, as observed in the regressions, explained 90.8% of the variation. Additionally, axis 2, mainly associated with VPD values, explained 8.3% of the variation. In the planning, the areas closest to PARNA Sete Cidades were those with the highest SR values, being observed mainly in environmental protection areas, such as the Mirador State Park (MAX7), the Araripe National Forest (CE06), the Pecém Ecological Station (CE0X) and the Cachoeira do Urubu Environmental Protection Area (PI03).

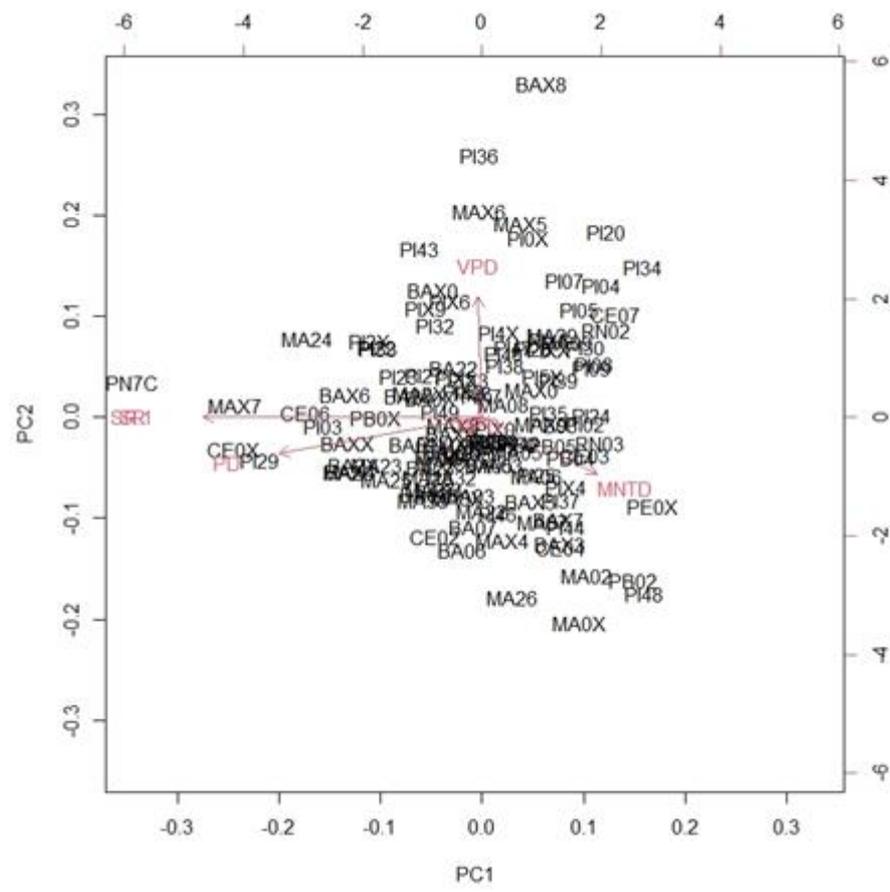


Fig. 3 Principal component analysis (PCA) performed on the NC plant assemblages provided by different diversity indices, showing the two main axes, which explain 99.1% of the variation: species richness (SR); Faith's phylogenetic diversity (PD); mean pairwise distance (MPD); mean nearest taxon distance (MNTD) and; variance of pairwise distance (VPD).

Phylogenetic diversity values (PD) were positively influenced by SR ($R^2_{adj} = 0.96$; Figure 4a), and SR had a significant negative influence on MNTD values ($R^2_{adj} = 0.73$; Figure 4b). There was also a negative influence of SR on the Genus/SR ratio ($R^2_{adj} = 0.25$; Figure 4c).

A weak influence of SR on the taxonomic diversity index Δ^+ (Figure 5a) and on the phylogenetic diversity index MPD (Figure 5b) was observed, however, the relationship was not very explanatory in both cases ($R^2_{adj} = 0.03$). There was no influence of SR on the VPD index (Figure 5c).

Although it showed the highest species richness, the diversity indices calculated for the PARNA Sete Cidades were below the average values observed in the NC (except for the PD). We emphasize that the MNTD calculated for PARNA Sete Cidades was the lowest observed in the entire NC. Consequently, the Genus/SR ratio (0.52) was also low, the second lowest observed in the NC (0.47 – 1.00).

We observed that the south of the NC, where we found higher values of SR, PD, $\Delta+$, MPD and VPD, is an area of the NC that has a low concentration of protected areas (Figure 6). On the other hand, the most central area of the NC, in which we observed lower values of SR, PD, $\Delta+$ and MPD, has the highest concentration of protected areas in the region.

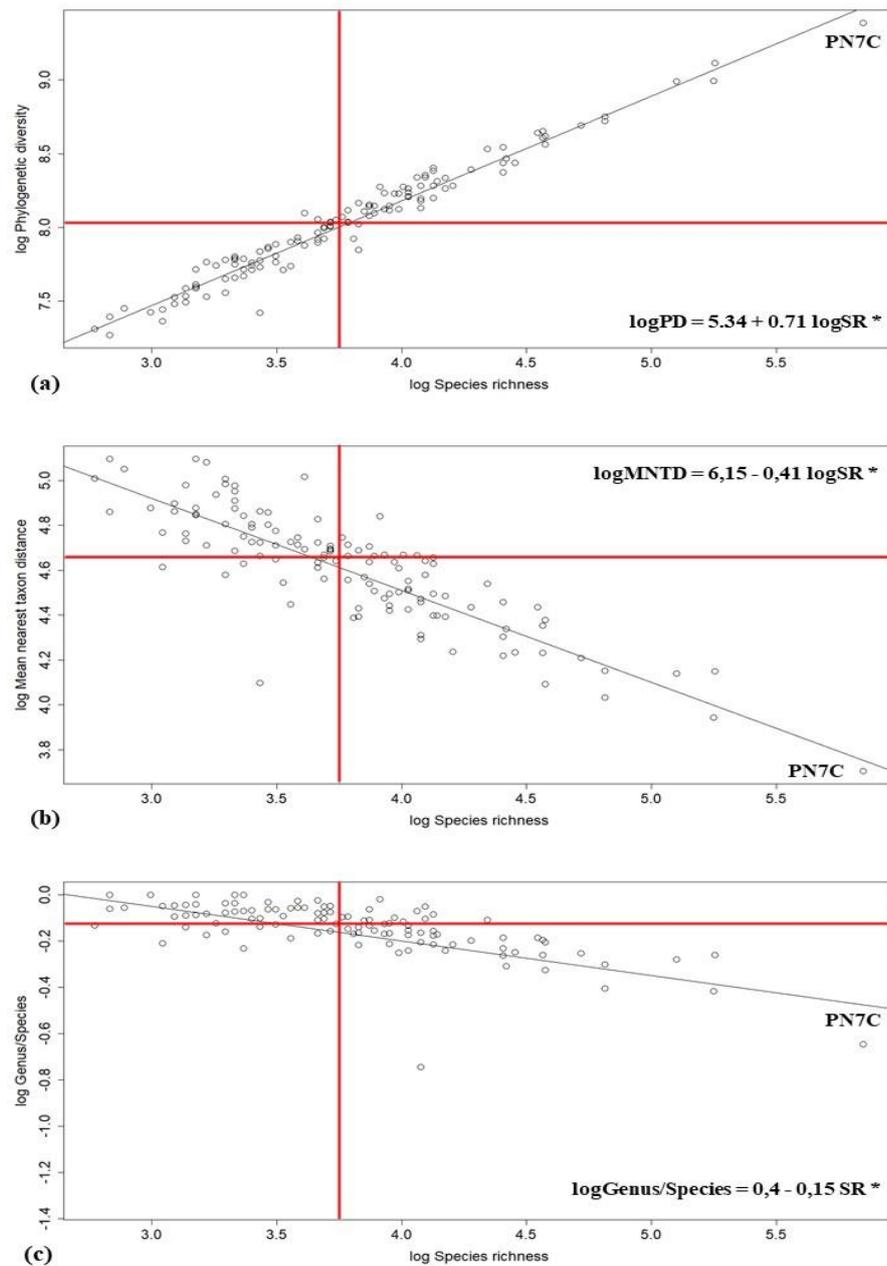


Fig. 4 Phylogenetic diversity indices correlated with SR in the flora (angiosperms) of the NC. The red lines indicate the medians of each axis. a. strong correlation between SR and PD ($R_{2\text{adj}} = 0.96$); b. negative correlation between SR and MNTD ($R_{2\text{adj}} = 0.73$); c. negative correlation between SR and Genus/SR ratio ($R_{2\text{adj}} = 0.25$). * $p < 0.001$.

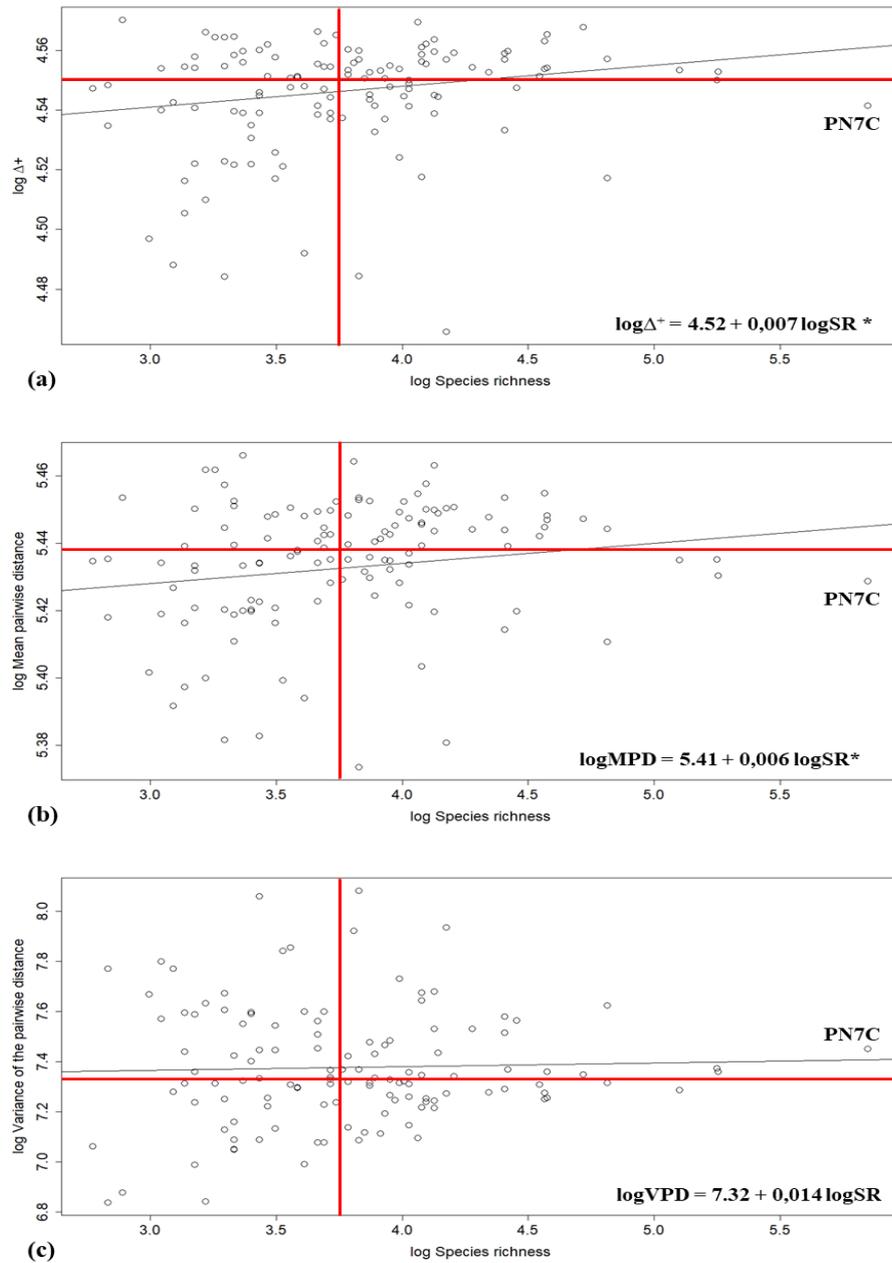


Fig. 5 Taxonomic (Δ^+) and phylogenetic (MPD and VPD) diversity indices correlated with SR in the flora (angiosperms) of the NC. The red lines indicate the medians of each axis. a. relationship between SR and Δ^+ ($R_{2\text{adj}} = 0.03$); B. relationship between SR and MPD ($R_{2\text{adj}} = 0.03$); c. relationship between SR and VPD. * $p < 0.05$

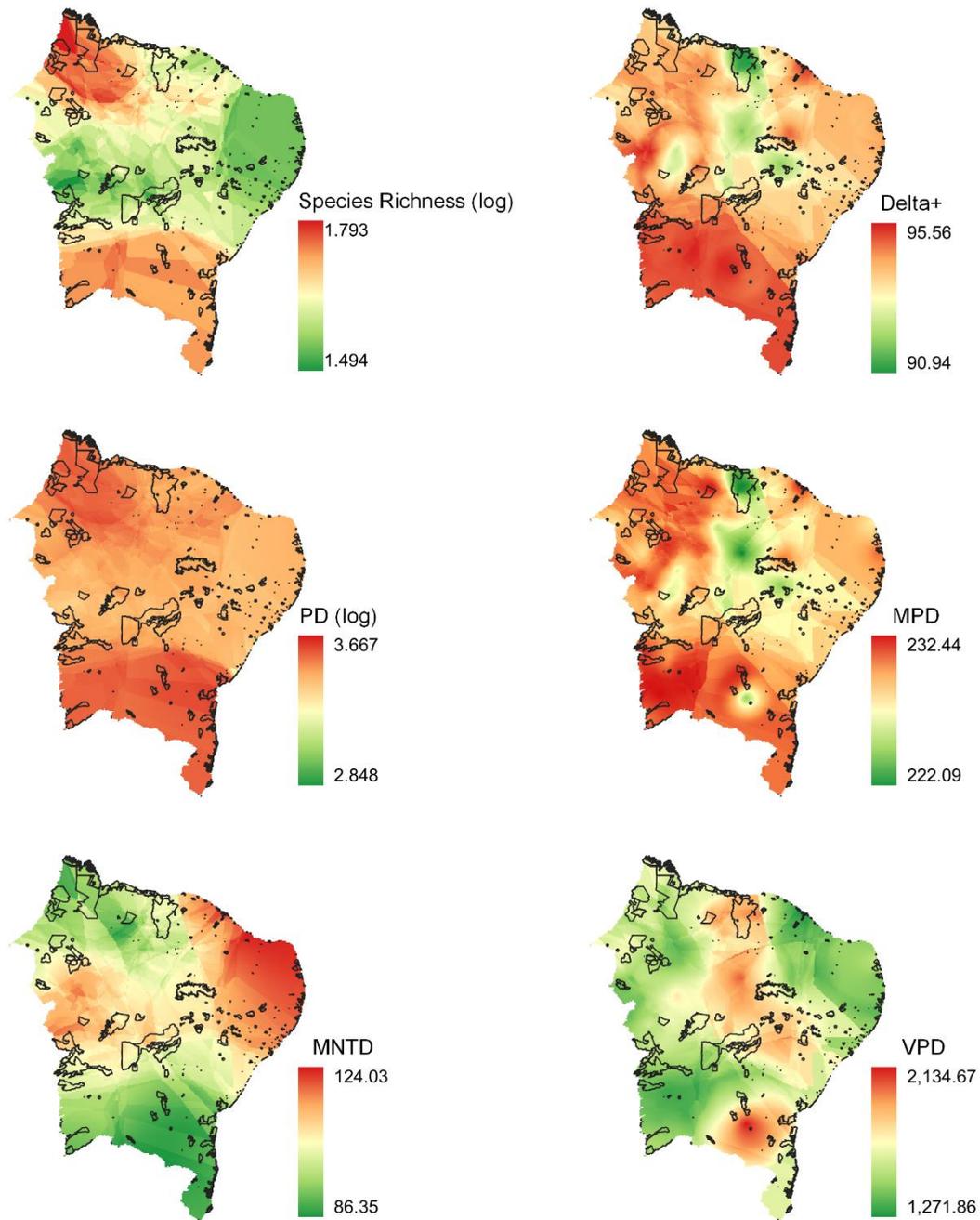


Fig. 6 NC heat map showing the areas of the region where the species richness (SR) and the phylogenetic (PD, MPD, MNTD and VPD) and taxonomic (Δ^+) diversity indices are higher or lower, as well as the limits of the protected areas present in the region.

Discussion

The PD value recorded for PARNA Sete Cidades, is the highest observed in the NC, and reflects its high SR, since the two are closely associated (see Eme et al. 2020). In the same way, other protected areas, such as the Pecém Ecological Station, Ceara (SR = 191), Araripe National Forest, Ceara (SR = 123) and the Mirador State Park, Maranhao (SR = 190), stood out among the highest observed PD and SR values. We note that PARNA Sete Cidades is located on the periphery of the Cerrado distribution area, where some species probably reach the northern limit of their geographic distribution and other species, that are abundant in the core area of the domain do not reach. Therefore, it is possible that the impoverishment of phylogenetic lineages in PARNA Sete Cidades is a consequence of the center-periphery hypothesis (see Overbeck et al. 2022) and not just the action of environmental filtering. Moreover, Pecém Ecological Station and Araripe National Forest are located in a region of heterogeneous environments within the Caatinga domain, which facilitates the flow between neighboring floras (see Fernandes et al. 2022). A similar effect can also occur in PARNA Sete Cidades, which is located in an area of strong ecological tension, strongly influenced by both the Caatinga domain and the Amazon (Castro 1994), and in Mirador State Park, which is located in the state of Maranhão, on the border between the Cerrado and Amazon.

As more species are added, more branches are added to the phylogenetic tree of the local assemblage and, as PD is a measure of the sum of all the branches in the tree (see Coronado et al. 2015; Tucker et al. 2017; Cai et al. 2021), the value of the calculated index is raised. In this case, by preserving more species, a greater amount of evolutionary history is conserved. However, we can infer that the high PD of these protected areas are apparently more related to an increase in the recent speciation rate (see Lu et al. 2018; Eme et al. 2020), due to the high SR and low values found for the Genus/SR ratio and MNTD. Thus, despite the limitations of

associating the concepts of similarity of functional traits and synapomorphic traits (see Gerhold et al. 2015), conserving a greater amount of PD does not necessarily reflect in a greater conservation of ecological processes, since the increase of this conserved evolutionary history is reflected in the addition of phylogenetically close, and therefore functionally more similar species (Webb et al. 2002; Cianciaruso et al. 2009).

The positive influence of PD on SR is a pattern that is independent of the environment or taxon analyzed. Similar results were found in other studies related to biodiversity conservation, e.g., in the floras of China (Cai et al. 2021), the Amazon region (Coronado et al. 2015) and the Cerrado itself (Rossato 2014), as well as in other groups of organisms, such as terrestrial mammals (Hu et al. 2021; Robuchon et al. 2021), amphibians (Lourenço-de-Moraes et al. 2019; Hu et al. 2021), birds and reptiles (Hu et al. 2021). Coronado et al. (2015) also observed the same relationship found between SR and MNTD in the Amazon. Although there is a high number of families with few genera and genera with few species in the NC (Vieira et al. 2019), in general, the typical plant lineages of the Cerrado seem to have originated from neighboring phytogeographic domains, mainly adapting to frequent fire in the Cerrado region. The most recent subsequent diversification of lineages (less than 4 million years ago), as seen in the *Mimosa* and *Andira* genera, both well represented in the NC (18 spp. and 9 spp., respectively) and in the PARNA Sete Cidades (9 spp. and 6 spp., respectively) in our analyses, occurred within a local evolution of the domain (Fiaschi et al. 2016), which may explain the pattern observed in the SR and MNTD relationship.

The low correlation between SR and MPD and between SR and Δ^+ , as well as the non-reaction between SR and VPD, suggest that, regardless of the addition of more species to the assemblage, the more basal relationships of the phylogenetic tree tend to remain stable, the most terminal relationships being the most influential. Thus, the increase in SR does not occur through the addition of phylogenetically more distant species, which, if we consider that species

that diverged more recently have similar functional traits (Webb et al. 2002; Cianciaruso et al. 2009), does not ensure a greater conservation of ecological processes. In other words, conservation of ecological processes could have a similar effect even in assemblages with lower SR. However, it is worth mentioning that the species composition along the NC follows a similarity gradient with the core area, with greater similarity near the center of the domain (Vieira et al. 2019), which can result in assemblages that have different species composition but similar values of MPD, VPD and Δ^+ .

Although there are questions about the potential of using PD as a way to effectively capture the diversity of ecological processes (Kelly et al. 2014; Forest et al. 2015; Tucker et al. 2017), due to the premises necessary to be assumed, or ignored, so that the inference of phylogenetic relationships in functional traits is possible (Winter et al. 2013; Forest et al. 2015), this metric is the most used in prioritizing areas and species for biodiversity conservation. In this case, it can be argued that PD is a facet that adds an important dimension to biodiversity, contributing to a more complete view of environments (Cai et al. 2021), and is a simple and more interpretable metric for assessing the evolutionary diversity of plant species assemblages (Coronado et al. 2015). However, using PD alone is insufficient, as it fails to cover other dimensions of phylogenetic diversity, such as divergence and regularity, which will not necessarily accompany SR (Tucker et al. 2017).

Our analyzes suggest that, in an SR-independent approach, MPD, VPD and Δ^+ values can be complementary to the use of PD, since they are not affected by SR. Coronado et al. (2015) observed that MPD is strongly influenced by the distribution of species in the three major clades of angiosperms (Magnoliids, Monocots and Eudicots), which could influence the variation between distinct assemblages; however, our sample includes a few species of Magnoliids and Monocots (53 spp.), somewhat removing this effect. Thus, whether using SR-sensitive metrics or not, it is important to elucidate how these phylogenetic relationships

effectively influence ecosystem processes to enable more accurate inferences (Winter et al. 2013).

Given the above, it is credible to say that the NC protected areas are not managing to preserve all dimensions of phylogenetic diversity necessary for the effective conservation of ecological processes (see Tucker et al. 2017). This is due to the lack of criteria when areas for conservation are selected (Mittermeier et al. 2005; Martins 2012) and, when these criteria are used, they are only based on SR (Forest et al. 2015), which is consequently reflected in the richness of phylogenetic diversity. This is even more observable in areas with a higher concentration of protected areas, such as the center of the NC, which have both low richness and few distinct species. Going further, protected areas such as PARNA Sete Cidades may suffer more severely from the effects of climate change, since phylogenetically closer taxa respond similarly to environmental changes (see Winter et al. 2013), so the vulnerability of these areas (i.e. sites with high SR, however, dominated by evolutionarily close species) is greater. Thus, the importance of using other dimensions of diversity beyond SR, when planning public policy for conservation is reinforced.

Conclusion

The protected areas of the NC are concentrated in the center of the region, where the species richness and PD (richness dimension), MPD (divergence dimension) and VPD (regularity dimension) observed are low in relation to other areas of the region, which results in the non-conservation of any of the dimensions of diversity (i.e. poor conservation of diversity). In protected areas where high PD values were observed, this was due to the strong influence of SR. However, as demonstrated by the negative influence of SR on the MNTD values and on the Genus/SR ratio, the increase in PD occurred by the addition of

phylogenetically close species. In contrast, the diversity indices related to the divergence and regularity dimensions (MPD and VPD) showed little or no influence from SR. Thus, the protected areas of the NC may be overlooking the dimensions of divergence and regularity of phylogenetic diversity to the detriment of the dimension of richness.

We observed that, within the context of the NC, the PARNA Sete Cidades has vast superiority of SR in relation to the other areas analyzed, including other fully protected areas (such as Pecém Ecological Station, Ceará (191 spp.), Chapada das Mesas National Park, Maranhão (82 spp.) and Uruçuí Ecological Station, Piauí (65 spp.)), and sustainable use areas (such as Araripe National Forest, Ceará (123 spp.)). However, as revealed by our results, high SR is not necessarily reflected in evolutionarily distinct species.

Funding acknowledgement

This study was financed in part by Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001. The Brazilian National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) provided productivity grants to F.S. Araujo (# 311402/2019-4), M.I.B. Loiola (# 308685/2020-2) and F.R. Martins. CNPq/ICMBio (# 421350/2017-2) and FUNCAP (# ICM-0132- 495 00007.01.00/18) provided financial support for the project “The biodiversity conservation at the landscape level: climate change and anthropogenic disturbance”.

Ethical approval

Not applicable.

Competing interests

I declare that the authors have no competing interests as defined by Springer, or other interests that might be perceived to influence the results and/or discussion reported in this paper.

Authors' contributions

F.Y.E.C.D., B.S.M., F.S.A. and M.I.B.L. designed the study. F.Y.E.C.D., B.S.M., M.E.A.O. and M.I.B.L. collected the data. F.Y.E.C.D. and B.S.M. performed statistical analyses of collected data. F.Y.E.C.D., B.S.M., F.R.M., F.S.A. and M.I.B.L. analyzed the data. All the authors contributed to the writing of the manuscript and approved of the final version.

Availability of data and materials

All of the material is owned by the authors and/or no permissions are required.

References

- Ab'Saber A (2012) Os domínios de natureza no Brasil. Ateliê Editorial, São Paulo
- Arantes AE, Ferreira LG, Coe MT (2016) The seasonal carbon and water balances of the Cerrado environment of Brazil: Past, present, and future influences of land cover and land use. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 117:66-78
- Azevedo-Santos VM, Rodrigues-Filho JL, Philip MF et al (2020) Conservation of Brazilian freshwater biodiversity: Thinking about the next 10 years and beyond. *Biodiversity and Conservation* 30:235-241. <https://doi.org/10.1007/s10531-020>
- Azevedo-Santos VM, Fearnside PM, Oliveira CS, et al (2017) Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation* 26:1745-1752. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1316-x>
- Batalha MA (2011) O cerrado não é um bioma. *Biota Neotropica* 11(1):21-24
- Bellard C, Leclerc C, Leroy B, et al (2014) Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. *Global Ecology and Biogeography* 23:1376-1386
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (2000). Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.html
- Carvalho G (2020) flora: Tools for Interacting with the Brazilian Flora 2020. R package version 0.3.4. <https://CRAN.R-project.org/package=flora>
- Castro AAJF (1994) Comparação florístico-geográfica (Brazil) e fitossociológica (Piauí-São Paulo) de amostras de Cerrado. Thesis, Campinas State University
- Castro AAJF (2003) Survey of the vegetation in the state Piauí. In: Gaizer TL, Krol M, Frischkorn H, Araujo JC (eds.) *Regional impact: water availability and vulnerability of ecosystems and society in semiarid northeast of Brazil*. Springer, Berlin, pp 117-123
- Castro AAJF, Martins FR, Fernandes AG (1998) The woody flora of cerrado vegetation in the state of Piauí, northeastern Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 55(3):455-472
- Castro AAJF, et al (2007) Cerrados marginais do Nordeste e ecótonos associados. *Revista Brasileira de Biociências* 5:273-275
- Cai H, Lyu L, Shrestha N, et al (2021) Geographical patterns in phylogenetic diversity of Chinese woody plants and its application for conservation planning. *Diversity and Distributions* 27:179-194. <https://doi.org/10.1111/ddi.13180>
- Cavalcante LCD (2013) Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, Brazil: biodiversidade, arqueologia e conservação de arte rupestre. *Mneme: revista de humanidades* 14(32):1-22
- Cionek VM, Alves GHZ, Tófoli RM, et al (2019) Brazil in the mud again: lessons not learned from Mariana dam collapse. *Biodiversity and Conservation* 28:1935-1938. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01762-3>

- Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3):93-103
- Clarke KR, Warwick RM (1998) A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology* 35:523-531
- Clarke KR, Warwick RM (2001) A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216:265-278
- Coronado ENH, Dexter KG, Pennington RT, et al (2015) Phylogenetic diversity of Amazonian tree communities. *Diversity and Distributions* 21:1295-1307. <https://doi.org/10.1111/ddi.12357>
- Coutinho LM (1978) O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 1(1):17-23
- Davies TJ, Buckley LB (2011) Phylogenetic diversity as a window into the evolutionary and biogeographic histories of present-day richness gradients for mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 366:2414-2425
- Díaz S, Lavorel S, Bello F, et al (2007) Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS* 104(52):20684-20685. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704716104>
- Díaz S, Settele J, Brondízio E, et al (2019) The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers. *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* 56.
- Dória LC, Podadera DS, Batalha MA, et al (2016) Do woody plants of the Caatinga show a higher degree of xeromorphism than in the Cerrado? *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 224:244-251. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2016.09.002>
- Dudley N (2008) *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. IUCN
- Eme D, Anderson MJ, Myers EMV, et al (2020) Phylogenetic measures reveal eco-evolutionary drivers of biodiversity along a depth gradient. *Ecography* 43:689-712. <https://doi.org/10.1111/ecog.04836>
- Faith DP (1992) Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation* 61(1):1-10
- Fernandes MF, Domingos C, Pennington RT, Queiroz LP (2022) The origins and historical assembly of the Brazilian Caatinga Seasonally Tropical Dry Forest. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10:723286. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.723286>
- Filgueiras TS, Nogueira PE, Brochado AL, Guala II GF (1994) Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. *Caderno de Geociências* 12:39-43
- Fiaschi P, Pirani JR, Heiden G, Antonelli A (2016) Biogeografia da flora da América do Sul. In: Carvalho CJBD, Almeida EAB (eds.) *Biogeografia da América do Sul: análise de tempo, espaço e forma*. Roca, Rio de Janeiro, pp 215-226

Forest F, Crandal KA, Chase MW, Faith DP (2015) Phylogeny, extinction and conservation: Embracing uncertainties in a time of urgency. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370:1-8. <https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0002>

Forzza RC, Baumgratz JFA, Bicudo CEM, et al (2012) New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. *BioScience* 62:39-45

Ganem KA, Xue Y, Rodrigues AA, et al (2022). Mapping South America's Drylands through Remote Sensing – A Review of the Methodological Trends and Current Challenges. *Remote Sensing* 14:736.

Gerhold P, Cahill JF, Winter M et al (2015) Phylogenetic patterns are not proxies of community assembly mechanisms (they are far better). *Functional Ecology* 29:600-614. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12425>

Gottsberger G, Silberbauer-Gottsberger I (2006) Life in cerrado: a South American tropical seasonal vegetation. Vol.1: Origin, structure, dynamics and plant use. Reta, Ulm.

Hu Y, Fan H, Chen Y, Chang J (2021) Spatial patterns and conservation of genetic and phylogenetic diversity of wildlife in China. *Science Advances* 7:eabd5725

Jin Y, Qian H (2019) V.PhyloMaker: an R package that can generate very large phylogenies for vascular plants. *Ecography* 42:1353-1359. <https://doi.org/10.1111/ecog.04434>

Kelly S, Grenyer R, Scotland RW (2014) Phylogenetic trees do not reliably predict feature diversity. *Diversity and Distributions* 20:600-612. <https://doi.org/10.1111/ddi.12188>

Kembel SW, Cowan PD, Helmus WK, et al (2010) Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463-1464

Leite RS, Ivanov MMM (2020) Caracterização das unidades de conservação do estado do Piauí. In: Ivanov MMM (ed.) Unidades de conservação do estado do Piauí. EdUFPI, pp 15-48

Lourenço-de-Moraes R, Campos FS, Ferreira RB, et al (2019) Back to the future: conserving functional and phylogenetic diversity in amphibian-climate refuges. *Biodiversity and Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01706-x>

Lu LM, Mao LF, Yang T, et al (2018) Evolutionary history of the angiosperm flora of China. *Nature* 554:234-238. <https://doi.org/10.1038/nature25485>

Magurran AE (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford

Májeková M, de Bello F, Jiří Doležal, Lepš J (2014) Plant functional traits as determinants of population stability. *Ecology* 95(9):2369-2374

Mantovani W et al (2017) A conservação da biodiversidade no domínio Caatinga. In: Mantovani W, Monteiro RF, Anjos L, Cariello MO (eds.) Pesquisa em unidades de conservação no domínio da caatinga: subsídios à gestão. Edições UFC, pp 81-122

Martins A (2012) Conflitos ambientais em unidades de conservação: dilemas da gestão territorial no Brasil. *Revista Bibliográfica de Geografia y Ciencias Sociales* 17(989):1-14

Mittermeier RA, Fonseca GABD, Rylands AB, Brandon K (2005) Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade* 1(1):14-21

Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, et al (2011) Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: Zachos FE, Habel JC (eds.) *Biodiversity Hotspots*. Springer Berlin Heidelberg, pp 3-22

Mouchet AM, Mouillot D (2011) Decomposing phylogenetic entropy into α , β and γ components. *Biology Letters* 7:205-209. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2010.0769>

Mouchet AM, Villéger S, Mason NWH, Mouillot D (2010) Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24(4):867-976. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858

Oksanen J, Blanchet F, Friendly M, et al (2020) *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Oliveira ME (2004) Mapeamento, florística e estrutura da transição campo-floresta na vegetação (Cerrado) do Parque Nacional de Sete Cidades, nordeste do Brazil. Thesis, Campinas State University

Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, et al. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience* 51(11):933-938

Onditi KO, Li X, Song W, Li Q (2021) The management effectiveness of protected areas in Kenya. *Biodiversity and Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02276-7>

Overbeck GE, Vélez-Martin E, Menezes LS, et al (2022) Placing Brazil's grassland and savannas on the map of science and conservation. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 56:125687

Paradis E, Schliep K (2019) *ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R*. *Bioinformatics* 35:526-528

Pereira GW, Valente DSM, Queiroz DMd, et al (2022) Smart-Map: An Open-Source QGIS Plugin for Digital Mapping Using Machine Learning Techniques and Ordinary Kriging. *Agronomy* 12:1350. <https://doi.org/10.3390/agronomy12061350>

Qian H, Jin Y (2016) An updated megaphylogeny of plants, a tool for generating plant phylogenies and an analysis of phylogenetic community structure. *Journal of Plant Ecology* 9:233-239. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv047>

R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Ribeiro JF, Walter JMT (1998) Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (eds.) Cerrado: ecologia e flora. Embrapa Informação Tecnológica, pp 153-212

Robuchon M, Pavoine S, Véron S, Delli G, et al (2021) Revisiting species and areas of interest for conserving global mammalian phylogenetic diversity. *Nature Communications* 12:3694. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-23861-y>

Rossato DR (2014) Spatial patterns of species richness and phylogenetic diversity of woody plants in the neotropical savannas of Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, <https://doi.org/10.1007/s40415-014-0070-5>

Taylor B, Chapron G, Kopnina H et al (2020) The need for ecocentrism in biodiversity conservation. *Conservation Biology* 34:1089-1096. <https://doi.org/10.1111/cobi.13541>

Tucker CM, Cadotte MW, Carvalho SB et al (2017) A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. *Biological Reviews* 92:698-715. <https://doi.org/10.1111/brv.12252>

Vieira S (2004) Bioestatística, tópicos avançados: testes não-paramétricos, tabelas de contingência e análise de regressão. Elsevier, Rio de Janeiro

Vieira LTA, Castro AAJF, Coutinho JMCP et al (2019) A biogeographic and evolutionary analysis of the flora of the North-eastern cerrado, Brazil. *Plant Ecology and Diversity* 12:475-488. <https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1649311>

Vieira LTA, Azevedo TN, Castro AAJF, Martins FR (2022) Reviewing the Cerrado's limits, flora distribution patterns, and conservation status for policy decisions. *Land Use Policy* 115:106038. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106038>

Webb CO, Ackerly DD, Kembel SW (2008) Phylocom: Software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. *Bioinformatics* 24:2098-2100. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btn358>

Webb CO, Ackerly DD, McPeck MA, Donoghue MJ (2002) Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:475-505

Webb CO, Donoghue MJ (2005) Phylomatic: Tree assembly for applied phylogenetics. *Molecular Ecology Notes* 5:181-183. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2004.00829.x>

Winter M, Devictor V, Schweiger O (2013) Phylogenetic diversity and nature conservation: Where are we? *Trends in Ecology and Evolution* 28:199-204. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.015>

3 CAPÍTULO 2

Conservação da biodiversidade no Cerrado Marginal do Nordeste brasileiro: uma análise de filobetadiversidade

Francisco Yago Elias de Castro Dias^{1*} (0000-0001-8194-7228); Bruno Sousa Menezes¹ (0000-0003-1134-8996); Maria Edileide Alencar Oliveira² (0000-0002-3062-5277); Fernando Roberto Martins³ (0000-0002-3068-7099); Francisca Soares de Araújo¹ (0000-0003-4661-6137); Antônio Alberto Jorge Farias Castro⁴ (0000-0002-2349-3843); Maria Iracema Bezerra Loiola¹ (0000-0003-3389-5560)

¹Graduate Course of Ecology and Natural Resources, Department of Biology, Campus of Pici, Federal University of Ceará, Fortaleza – CE, Zip Code 60440-900, Brazil

²Federal Institute of Piauí (IFPI), 64000-040, Teresina, PI, Brazil.

³Departament of Plant Biology, Institute of Biology, P.O. Box 6109, Campinas State University (UNICAMP), 13083-970 Campinas, SP, Brazil.

⁴Center of Natural Sciences, Federal University of Piauí (UFPI), 64049550, Teresina, PI, Brazil.

*Corresponding author. E-mail: yagocstr@outlook.com.

Resumo

A demarcação das áreas protegidas pode não estar conservando toda a complexa biodiversidade, pois geralmente estão associadas apenas à riqueza de espécies. Nesse contexto, estudos que adicionem informações evolutivas e funcionais à composição de espécies das assembleias vegetais, como as análises filogenéticas, podem orientar a conservação da biodiversidade para os processos ecológicos dos ecossistemas. Neste estudo, buscamos

entender como a diversidade filogenética se distribui no Cerrado Nordestino (NC), um Distrito Biogeográfico do Cerrado brasileiro, e quais fatores ambientais influenciam essa distribuição. Para isso, nós compilamos dados florísticos e analisamos diferentes aspectos da betadiversidade (índice de Sorensen) e da filobetadiversidade (índice FiloSorensen). Utilizamos o banco de dados FLORACENE, que inclui informações sobre a flora de 29 áreas protegidas e agregamos nossas coleções do PARNA Sete Cidades. Nossos resultados evidenciaram que o NC possui um gradiente de similaridade florística que parte das áreas mais próximas ao centro do domínio em direção às suas bordas, entretanto, quando consideramos a dimensão evolutiva esse padrão não se repete. Fatores ambientais relacionados com a disponibilidade hídrica e a temperatura demonstram a influência do clima semiárido para o NC. A demarcação de áreas protegidas utilizando apenas a dimensão da riqueza de espécies acarreta na conservação de histórias evolutivas similares. Assim, buscar áreas com assembleias filogeneticamente distintas contribuiria para o planejamento estratégico da conservação da biodiversidade do NC. Ainda, em um contexto de mudanças ambientais reforçam a necessidade de urgência nessa mudança de perspectiva, visto que os ambientes semiáridos, que influenciam diretamente o NC, tendem a ser dos mais afetados.

Palavras-chave: Conservação biológica, semiárido, diversidade filogenética

Introdução

O Cerrado Marginal do Nordeste Brasileiro (NC) é uma região de transição entre os domínios fitogeográficos brasileiros do Cerrado e da Caatinga, caracterizando-se por apresentar um complexo mosaico de tipos vegetacionais (Vieira et al. 2019). A região distingue-se do restante do domínio do Cerrado por sua similaridade florística e endemismo, sendo denominado

assim como um Distrito Biogeográfico (Vieira et al. 2022). Essa complexidade se deve ao NC localizar-se em uma área de forte tensão ecológica gerada pelos domínios vizinhos da Caatinga à leste e da Amazônia à oeste (Castro 1994). Adicionalmente, o NC ocorre sob condições climáticas, de altitude, de latitude e de solo distintas da área central do domínio (Castro 2003; Castro et al. 2007). Como consequência da influência desses fatores, o NC apresenta uma ampla diversidade de espécies (Forzza 2012), com um gradiente de similaridade florística diminuindo do centro do domínio para a sua periferia (Vieira et al 2019).

Estudos que auxiliem no fomento de políticas públicas voltadas para a conservação do NC são urgentes (Forest et al. 2015; Cionek et al. 2019). Essa região é parte de um dos hotspots de biodiversidade mundial localizados no Brasil (Mittermeier et al. 2011; Bellard et al. 2014) e está sob intensos efeitos da ação antrópica, como a expansão agrícola e pecuária, e às recentes tentativas de desmonte das políticas ambientais no país (Azevedo-Santos et al. 2017, 2020; Ribeiro et al. 2022; Fearnside 2016, 2023). Portanto, é extremamente importante que abordagens que avaliem as diferentes influências que as espécies causam no ecossistema sejam utilizadas no manejo da biodiversidade (Díaz et al. 2007, 2019; Mouchet et al. 2010; Májeková et al. 2014), fazendo com que a conservação seja relacionada à manutenção de processos ecológicos, e não unicamente da riqueza de espécies.

Nesse sentido, a principal política pública para a conservação da biodiversidade no Brasil, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (Mittermeier 2005; Martins 2012; Leite e Ivanov 2020), pode não estar conservando toda a complexa biodiversidade dentro dos limites das áreas protegidas, visto que a demarcação dessas foi historicamente baseada em critérios que não consideram todas as suas dimensões (Mittermeier et al. 2005; Martins 2012). No contexto do SNUC, as áreas protegidas são divididas em duas categorias de acordo com seu uso / manejo (Brasil 2000): áreas de proteção integral, que são equivalentes às categorias I a III

da IUCN; e áreas de uso sustentável, que correspondem às categorias de IV a VI da IUCN (Dudley 2008).

Uma forma de direcionar a conservação da biodiversidade para os processos ecológicos é adicionando informações evolutivas e funcionais à composição de espécies das assembleias vegetais, utilizando por exemplo, análises filogenéticas (Magurran 2004; Forest et al. 2015). A análise da história evolutiva das assembleias vegetais locais permite associar a diversidade de espécies aos processos ecológicos, orientando a conservação para a estrutura e funcionamento dos ecossistemas (Tucker et al. 2017). Isso é possível quando consideramos que espécies que compartilham uma divergência evolutiva mais recente possuem maior semelhança nos seus traços funcionais e, conseqüentemente, desempenham funções próximas nos ecossistemas (Webb et al. 2002; Cianciaruso et al. 2009). Mesmo com a necessidade de que essas premissas sejam assumidas (ou ignoradas) para que inferências das relações filogenéticas nos traços funcionais seja possível (Winter et al. 2013; Forest et al. 2015), essa abordagem vem sendo usada como uma das principais estratégias no planejamento da demarcação de áreas para preservação (Cai et al. 2021).

Uma importante dimensão da diversidade filogenética a ser analisada é entender como essa diversidade se organiza entre assembleias em um determinado tempo ou espaço, comparando-as entre si (Tucker et al. 2017). Esse tipo de abordagem permite tentar entender o quão (dis)similares são as histórias evolutivas das assembleias locais (Tucker et al. 2017). Assim, no contexto da conservação da biodiversidade, essa abordagem é uma importante ferramenta para que a demarcação das áreas de proteção seja feita de forma a contemplar o máximo de história evolutiva possível.

Nesse estudo, devido ao NC apresentar um gradiente de similaridade às floras que parte do centro do domínio em direção às suas bordas (Vieira et al. 2019), nosso principal objetivo é tentar elucidar se esse gradiente de similaridade se repete quando consideramos a história

evolutiva das espécies que compõem as assembleias locais. Assim, buscamos investigar se existem táxons (ou grupo de táxons) que sejam característicos de cada uma das áreas e identificar quais os principais fatores abióticos que influenciam a filobetadiversidade.

Material e métodos

Área de estudo

O NC é um Distrito Biogeográfico que faz parte do Cerrado (Figura 1), segundo maior domínio fitogeográfico brasileiro em área coberta (Myers et al. 2000; Gottsberger and Silberbauer-Gottsberger 2006; Vieira et al. 2022). A área central do domínio fica localizada nos planaltos da região Centro-Oeste do país, em altitudes que variam de 900 a 1200 m e onde o clima predominante é do tipo Aw de acordo com a classificação de Köppen, isto é, clima tropical com inverno seco e precipitação média anual acima de 1000 mm (Ab'Sáber 2012). Entretanto, diferentemente da área central do domínio, o NC localiza-se em uma região onde predomina o clima semiárido, correspondente ao tipo BSh da classificação de Köppen (Ganem et al. 2022). O clima do NC tem como características marcantes a baixa e irregular pluviosidade anual (média anual de 750 mm), com chuvas concentradas entre os meses de dezembro a abril (Castro et al. 1998).

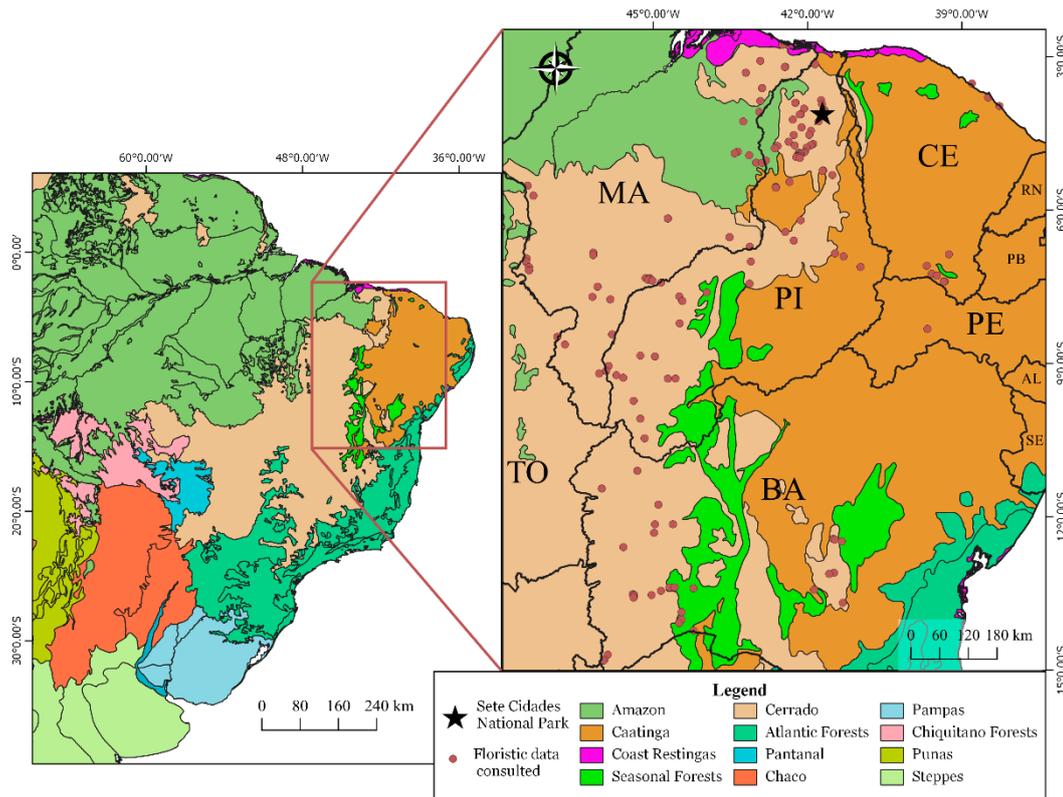


Fig. 1 Mapa com a localização do NC na América do Sul baseado em Olson et al. (2001) e Vieira et al. (2022). Os pontos representam as áreas amostrais, com destaque (estrela no mapa) para o Parque Nacional de Sete Cidades (PARNA Sete Cidades), que apresentou a maior riqueza de espécies. Estados: BA – Bahia; CE – Ceará; MA – Maranhão; PE – Pernambuco; PI – Piauí; TO – Tocantins; RN – Rio Grande do Norte; PB – Paraíba; AL – Alagoas; SE – Sergipe.

As altitudes encontradas no NC (de 0 a 500 m) e características edáficas relacionadas a fertilidade e retenção de água no solo são outros fatores distintos dos observados na área central do domínio (Castro 2003; Castro et al. 2007). Como consequência dessa variação de condições ambientais, bem como da tensão gerada pelos domínios limítrofes, o NC apresenta um gradiente de composição de espécies que parte das áreas mais próximas ao centro do domínio em direção às bordas (Vieira et al. 2019). O NC é considerado um dos supercentros de biodiversidade do Cerrado brasileiro, junto com os cerrados do Planalto Central na área *core* do domínio e o cerrado marginal do Sudeste, no estado de São Paulo (Castro 1994). Esses supercentros

apresentam elevada biodiversidade e estão separados por duas barreiras ambientais: a ocorrência de geadas a sul e as secas severas a norte da área *core*, além das diferenças de altitude e de deficiência nutricional do solo (Ratter et al. 2003).

Montagem da base de dados florísticos

Nós construímos uma base de dados florísticos de áreas protegidas e não protegidas do NC a partir da base de dados do projeto FLORACENE (acrônimo para Flora dos Cerrados do Nordeste) disponibilizada como material suplementar no trabalho de Vieira et al. (2019). Essa base de dados consiste em uma compilação de inventários florísticos realizados no NC publicados na literatura e de coletas realizadas pelos próprios autores. Complementarmente, nós adicionamos nossas próprias coletas realizadas no Parque Nacional de Sete Cidades (PARNA Sete Cidades) e registros de espécies coletadas disponíveis no Herbário Virtual Re flora (floradobrasil.jbrj.gov.br) e do Herbário Virtual da Flora e dos Fungos/*speciesLink*/CRIA (<http://www.specieslink.net>).

Estão presentes na base de dados do FLORACENE 178 listas florísticas. Entretanto, reduzimos o número de unidades amostrais para 124, agrupando as coletas realizadas no mesmo local em uma única lista, objetivando a melhoria do esforço amostral em cada área. Vale destacar que, além de áreas contínuas, a base de dados do FLORACENE também considera áreas disjuntas de cerrado dentro do domínio da Caatinga, tais como as localizadas próximas à costa (savana costeira) e na chapada do Araripe, Ceará (Figura 1), como parte do NC, assim como observado em estudos recentes sobre a distribuição do cerrado (Vieira et al. 2022).

Das 124 unidades amostrais da nossa base de dados, 29 correspondem a áreas protegidas, sendo cinco de proteção integral (manejo equivalente às categorias I a III da IUCN)

e 24 de uso sustentável (manejo equivalente às categorias IV a VI da IUCN). As demais floras da nossa base de dados correspondem a áreas não protegidas públicas e privadas. A base de dados resultante possui floras compostas por diferentes métodos de coleta de dados, a saber: 47 apenas com método de parcelas; 27 apenas com o método de quarto centrado no ponto; 26 apenas com o método de pesquisa rápida; 10 apenas com o método de inventário florístico; 2 apenas com o método de transecto; 2 associaram os métodos de parcelas e pesquisa rápida; 3 os métodos de parcelas e inventário florístico; 1 os métodos de parcelas e quarto centrado no ponto; 1 os métodos de parcelas e transecto; 2 os métodos de inventário florístico e pesquisa rápida; 1 os métodos de transecto e pesquisa rápida; 1 os métodos de parcelas, inventário florístico e pesquisa rápida e; 1 os métodos de parcelas, inventário florístico e dados de herbário (PARNA Sete Cidades) (Apêndice A).

Por fim, todas as espécies presentes na base de dados resultante foram classificadas e os nomes atualizados de acordo com o The Angiosperm Phylogeny Group IV (APG, 2016) e a Lista de Espécies da Flora do Brasil (Flora e Funga do Brasil 2023), utilizando o pacote *Flora* (Carvalho 2020) no R (R Core Team 2021).

Construção da árvore filogenética

A árvore filogenética do NC foi elaborada utilizando o pacote U.PhyloMaker (Jin e Qian 2022) no R versão 4.1.1 (R Core Team 2021). O pacote usa uma base de dados filogenéticos datados de plantas mais abrangente disponível, com uma mega árvore composta por 74.529 espécies (GBOTB.extended.TPL.tree) (Jin e Qian *in press*) baseada na nomenclatura botânica do The Plant List (<http://www.theplantlist.org>), que por sua vez se baseia na mega árvore GBOTB.extended.WP.tree (Jin e Qian 2022).

O U.PhyloMaker constrói a filogenia adicionando as espécies presentes em uma lista focal a uma mega árvore filogenética. Nossa lista focal considerou todas as espécies presentes na base de dados florísticos do NC e a árvore filogenética utilizada foi a mega árvore “GBOTB.extended.TPL.tree”. Para as espécies não presentes na mega árvore, foi utilizado o “Cenário 3”, que, dentre os três cenários possíveis, é uma abordagem que os adiciona como politomias no nó basal da família/gênero presente na mega árvore (Qian e Jin 2016). Dentre os três cenários possíveis, este é uma abordagem que permite gerar uma filogenia com alta resolução, similar a uma filogenia resolvida ao nível de espécie, fornecendo a robustez necessária para um estudo de ecologia de comunidades vegetais (Qian e Jin 2016). Para os gêneros parafiléticos, utilizamos a função `build.nodes.1`, que encontra e retorna o ancestral comum mais recente (MRCA) de todas as pontas no maior aglomerado do gênero, e o define como o nó basal do clado (Qian e Jin 2016).

Construção da base de dados e seleção das variáveis ambientais

Coletamos dados de 19 variáveis bioclimáticas disponíveis no WorldClim 2 (Fick e Hijmans 2017) utilizando o software ArcGIS Desktop 10.1 para extrair os valores para cada unidade amostral da nossa base de dados (Apêndice A). Para evitar a multicolinearidade das variáveis ambientais, utilizamos dois métodos complementares: uma análise de componentes principais (PCA) e o fator de inflação de variância (VIF). Primeiro, eliminamos variáveis cujos eixos fossem sobrepostos na PCA e, posteriormente, variáveis com $VIF > 10$ (Borcard et al. 2011). Assim, das 19 variáveis bioclimáticas iniciais, apenas cinco foram selecionadas para as análises posteriores: Precipitação do mês mais seco (`pdm`); Precipitação média anual (`precip`); Temperatura média anual (`anualtemp`); Sazonalidade da temperatura (`tempseas`) e Isotermalidade (`isot`).

Análises

Para as análises de betadiversidade nós utilizamos o índice de Sorensen calculado através da função *betadiver* do pacote Vegan (Oksanen et al. 2020) no R (R Core Team 2021). Para a filobetadiversidade nós calculamos o índice FiloSorensen através da função *phylosor* do pacote Picante (Kembel et al. 2010) no R (R Core Team 2021). Esse índice é análogo ao índice de Sorensen, porém levando em conta também a informação filogenética (Pavoine e Ricotta 2014). Diferentemente do índice de betadiversidade de Sorensen, que compara a similaridade entre duas assembleias por meio da sua composição de espécies, o FiloSorensen compara as linhagens evolutivas existentes em cada uma das assembleias (Pavoine e Ricotta 2014; Tucker et al. 2017).

O agrupamento da filobetadiversidade foi analisado através do método de grupo de pares não ponderado com média aritmética (UPGMA, Rohlf 1963) a partir do FiloSorensen. Em seguida, nós realizamos um corte de nível definido subjetivamente por meio de análise visual (Borcard et al. 2011) para observar a formação de grupos dentro do dendrograma do NC. Para comparar os grupos formados a partir do agrupamento do FiloSorensen com o agrupamento da betadiversidade, nós realizamos o mesmo procedimento anterior utilizando o índice de Sorensen. As análises de agrupamento foram realizadas com o pacote cluster (Maechler et al. 2021), no R (R Core Team 2021). Para verificar se existiam clados característicos de cada região, fizemos uma análise de cluster e um Escalonamento Multidimensional não-Métrico (NMDS). Posteriormente, para verificar a consistência dos grupos formados pela análise de NMDS, realizamos uma Análise de Similaridade (ANOSIM; Clarke 1993). Realizamos a decomposição da filobetadiversidade em aninhamento e *turnover* utilizando o pacote Betapart (Baselga et al. 2023).

Por fim, comparamos as análises de agrupamentos da flora do NC deste estudo com a de Vieira et al. (2019) para verificar possíveis diferenças entre as análises feitas com base nas espécies (índice de Sorensen) e clados (FiloSorensen). Ressaltamos que nas análises feita neste estudo foram utilizadas 124 unidades amostrais, enquanto Vieira et al. (2019) levaram em consideração 178.

Para entender como e se as variáveis ambientais influenciavam na filobetadiversidade, nós realizamos uma análise de modelos lineares considerando o índice FiloSorensen como a variável resposta e as variáveis ambientais (precipitação do mês mais seco = pdm; precipitação anual = precip; temperatura média anual = anualtemp; sazonalidade da temperatura = tempseas e; isotermalidade = isot), selecionadas previamente, a evapotranspiração (evapo) e a distância entre as unidades amostrais (geo) como variáveis explicativas. Para isso, nós construímos matrizes de distância das variáveis explicativas utilizando o pacote ecodist (Goslee e Urban 2007) no R. Partimos inicialmente de um modelo completo até um modelo com mais parcimônia, retirando as variáveis resposta com menor poder explicativo e comparando-os por meio de análise de variância (ANOVA).

Resultados

Nós registramos em nossa base de dados do NC 1107 espécies de angiospermas lenhosas, distribuídas em 404 gêneros e 87 famílias (Apêndice A). O Parque Nacional de Sete Cidades (PARNA Sete Cidades) no Norte do estado do Piauí foi a área com maior riqueza de espécies (347 spp.) entre todas as áreas amostradas em nossa análise. Fabaceae foi a família com maior número de espécies registradas (248 spp.) e seus gêneros *Senna* (23 spp.) e *Chamaecrista* (22 spp.) os mais representativos.

Na análise de agrupamento por UPGMA nós observamos a formação de 22 grupos na análise considerando similaridade na composição de espécies (Sorensen, Figura 2) e de seis grupos na análise considerando compartilhamento de história evolutiva (FiloSorensen, Figura 3). Em ambos utilizamos um corte do dendrograma no nível de 0,8. Dos 22 grupos formados no corte da betadiversidade seis incluíram cinco ou menos áreas, que quando unidas em um único grupo totalizaram 92 áreas. Em nossas análises, observamos o mesmo padrão de gradiente de similaridade encontrado por Vieira et al. (2019): aumento da dissimilaridade. Esse gradiente fica claro quando observamos os grupos 14, 15 e 16, mais próximos do centro do domínio, formados principalmente por áreas dos estados da Bahia e da porção sudeste dos estados do Piauí e Maranhão, passando para um nível intermediário nos grupos 17 a 22, formados principalmente por áreas do Piauí e do sul do estado do Ceará, e em seguida os numerosos pequenos grupos (1-13) mais distantes do centro do domínio e com áreas próximas à costa atlântica.

Por outro lado, embora tenhamos observado uma clara divisão dos grupos 1 e 2 dos demais grupos, esse padrão de dissimilaridade centro-margens não foi observado no agrupamento da filobetadiversidade (Figura 3). As espécies mais frequentes nas 41 áreas que compõem esses dois grupos pertencem principalmente ao clado das Rosídeas (37 espécies das 48 mais frequentes). Dessas 37 espécies, a famílias Fabaceae (14 spp.) e as ordens Myrtales (11 spp.) e Malpighiales (7 spp.) correspondem a quase 90% das Rosídeas mais frequentes nas áreas. O gênero mais constante nesses grupos foi *Qualea* (Vochysiaceae, ocorrendo em 73% das áreas), enquanto as espécies *Q. parviflora* Mart., *Anacardium occidentale* L. e *Bowdichia virgilioides* Kunth (73%, 70% e 68% das áreas) foram as espécies mais frequentes.

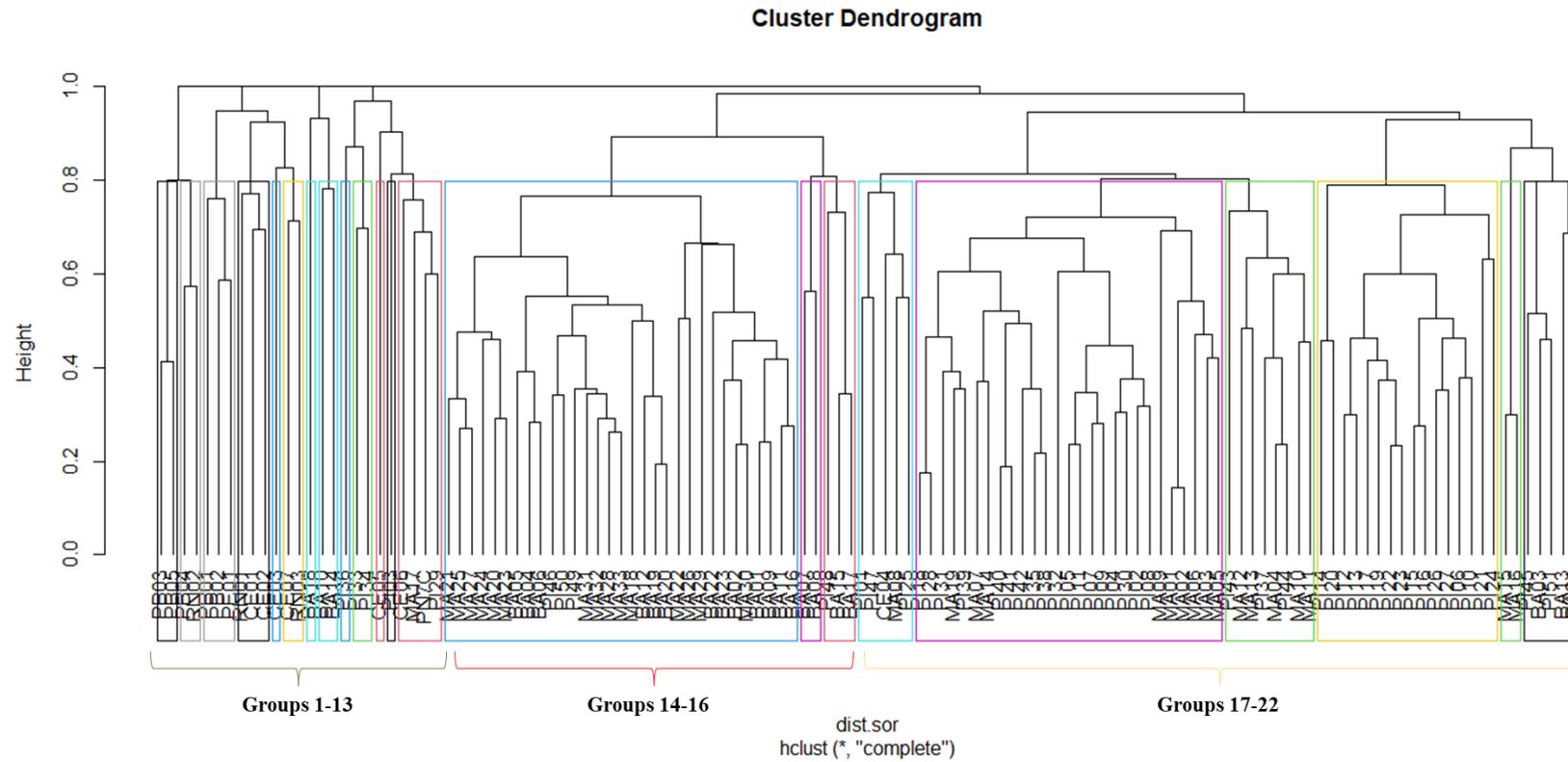


Fig. 2 Agrupamento hierárquico das 124 áreas amostrais do NC usando o método de grupo de pares não ponderado com média aritmética (UPGMA) e índice de Sorensen. Os grupos estão detalhados no texto. Ver Apêndice A para referências e coordenadas das áreas.

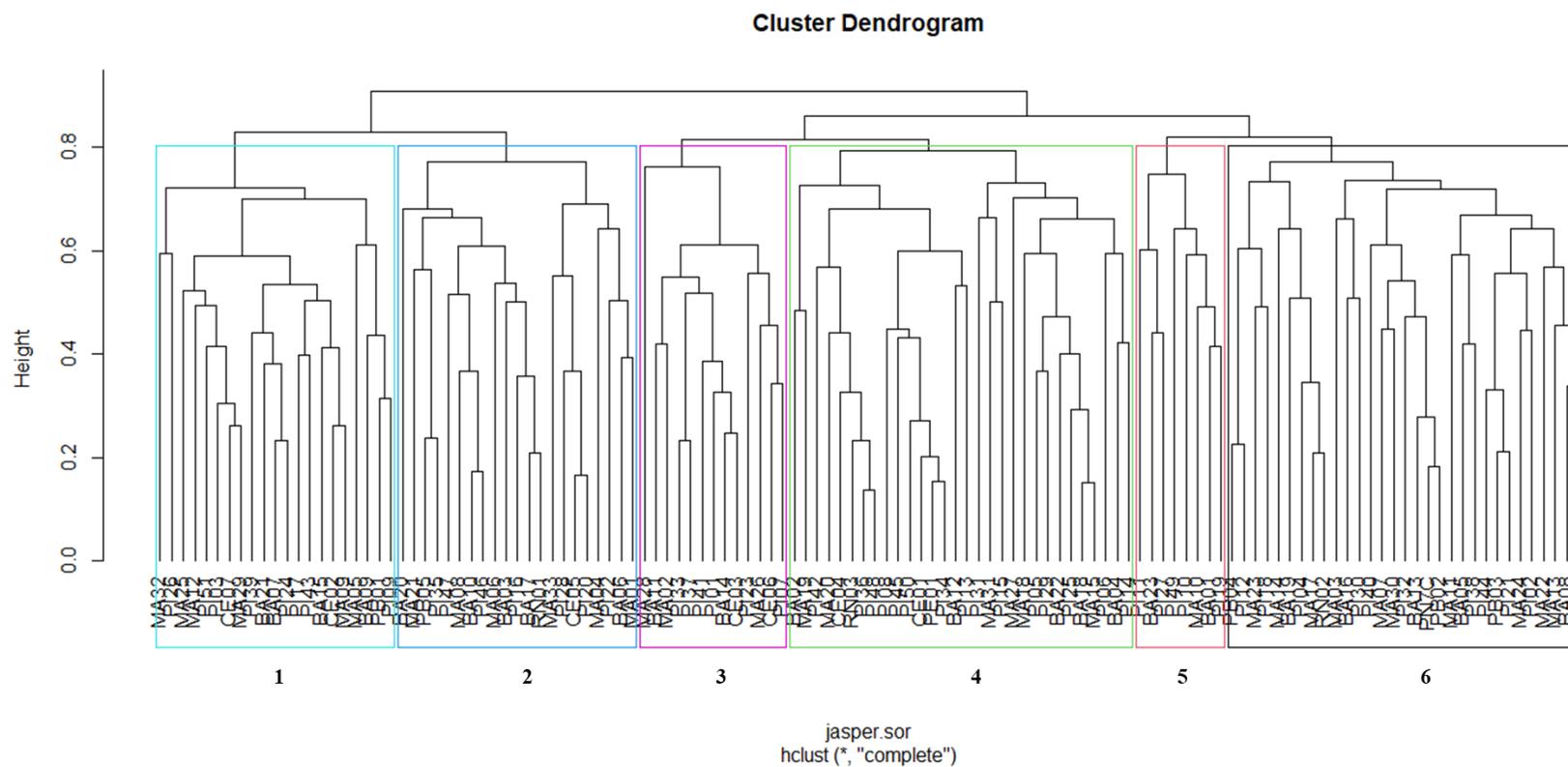


Fig. 3 Agrupamento hierárquico das 124 áreas amostrais do NC usando o método de grupo de pares não ponderado com média aritmética (UPGMA) e índice FiloSorensen. Os grupos estão detalhados no texto. Ver Apêndice A para referências e coordenadas das áreas.

Para a betadiversidade, a NMDS gerou uma solução de duas dimensões com *stress* de 0.19 e a similaridade não paramétrica $R = 0.88$ (Figura 4a). Embora tenham sido formados apenas dois grandes grupos na análise de agrupamento, a NMDS da filobetadiversidade gerou também uma solução de duas dimensões com *stress* de 0.39 e a similaridade não paramétrica $R = 0.04$ (Figura 4b).

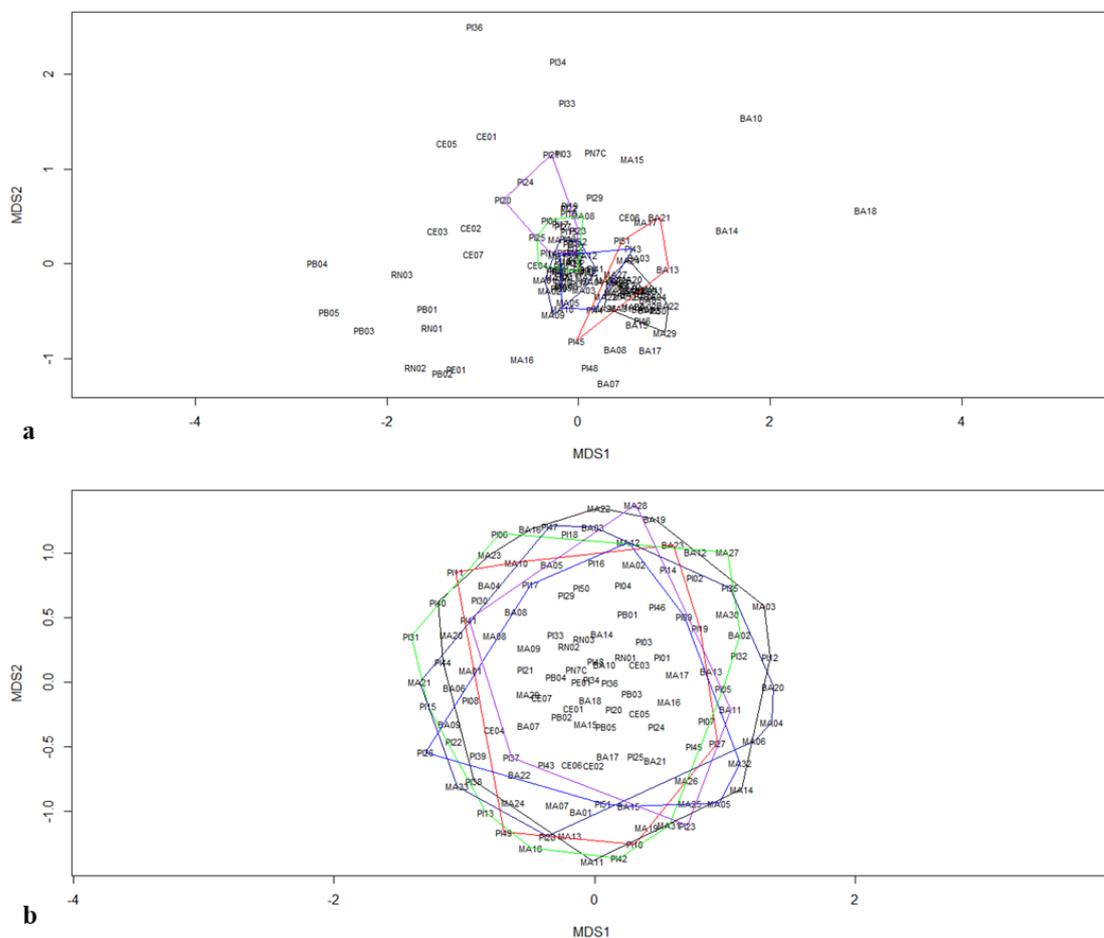


Fig. 4 Escalonamento Multidimensional não-Métrico das 124 áreas amostrais do NC. a. utilizando o índice de Sorensen; b. utilizando o índice FiloSorensen. As cores correspondem aos mesmos grupos formados nas análises de agrupamento (ver figuras 2 e 3). Ver Apêndice A para referências e coordenadas das áreas.

Nosso modelo mais ajustado inclui as variáveis ambientais pdm, isot, anualtemp, tempseas, evapo e geo. O modelo mostrou que a filobetadiversidade é influenciada positivamente por pdm e tempseas, enquanto as variáveis geo, evapo, isot e anualtemp influenciam negativamente a filobetadiversidade ($R^2 = 0,10$; $p < 0,001$). Dessa forma, o modelo de regressão revelou que quanto mais distantes as unidades amostrais se encontram uma da outra e quanto maior as diferenças de temperatura dos ambientes (temperatura anual, isothermalidade e evapotranspiração são proxies para variação da temperatura), mais dissimilares são as assembleias locais. Da mesma forma, quanto maior a disponibilidade de água, mesmo que essa disponibilidade seja sazonal, maior a similaridade entre as assembleias locais.

Discussão

O gradiente de similaridade florística com o centro do Cerrado encontrado por Vieira et al. (2019) também foi observado em nossas análises, mesmo com os ajustes que realizamos na base de dados e com a utilização de um índice de similaridade distinto (Sorensen ao invés de Jaccard). A grande contribuição de espécies que ocorrem em domínios que cercam o NC, em especial a Caatinga de clima semiárido, também esteve presente, visto que uma parte representativa da nossa lista florística foi semelhante. Ainda segundo esses autores, as áreas próximas às margens do NC formam zonas ecotonais com o domínio da Caatinga, onde, de acordo com a hipótese do centro-periferia apresentada por Freitas (2022), algumas espécies ocorrentes no domínio Cerrado atingem o seu limite setentrional geográfico de distribuição e outras espécies frequentes no centro do domínio não chegam. Aliado a isso, algumas espécies adaptadas às condições semiáridas da Caatinga também podem ter seu limite de distribuição geográfico nessas zonas ecotonais, conforme prediz a hipótese da encruzilhada ambiental

(ECH) observada por Neves et al. (2020). Nesse caso, as áreas ecotonais nas bordas do NC devem possuir um elevado número de espécies adaptadas aos dois domínios, o que explica o PARNA Sete Cidades apresentar a maior riqueza de espécies na nossa análise. Da mesma forma, essas hipóteses explicam ainda o gradiente de similaridade com o centro do domínio, com a perda de espécies ocorrentes no centro com distribuição geográfica mais restrita e o acréscimo significativo de espécies da Caatinga nas bordas.

O mesmo padrão de gradiente de similaridade não ficou evidente nas nossas análises quando consideramos a história evolutiva das espécies que compõem a assembleia local. De acordo com Neves et al. (2020) e a ECH nas áreas ecotonais seria possível a ocorrência de linhagens evolutivas de ambos os extremos, ou seja, as espécies do Cerrado e da Caatinga compartilham boa parte da sua história evolutiva, visto que diversos clados presentes no primeiro divergiram recentemente (menos de 4 milhões de anos) oriundos do segundo, em um contexto dentro do domínio de tolerância aos frequentes incêndios como já enfatizado por Fiaschi et al. (2016). Isso pode ser observado pela alta redundância de espécies filogeneticamente próximas em todo o NC, com uma grande presença de gêneros e famílias com elevado número de espécies (ver Capítulo 1). Nesse sentido, embora as pontas da árvore filogenética do NC apresentem diferenças significativas para formar um gradiente de similaridade, quando consideramos a história evolutiva das espécies que compõem as assembleias locais, essas assembleias pouco se diferenciam, pois do ponto de vista evolutivo trata-se de uma divergência mais recente.

Embora tenha apresentado um baixo poder explicativo, nosso modelo de regressão mostrou que variáveis associadas com o aumento da severidade ambiental (temperaturas mais elevadas e déficit hídrico mais acentuado) influenciam na filobetadiversidade do NC, o que reforça a adição de espécies adaptada à Caatinga do semiárido nas assembleias do Distrito Biogeográfico. Os grupos 1 e 2 (Figura 3) concentram a maioria das áreas que ocorrem como

manchas do Cerrado dentro do domínio da Caatinga, destacadamente no sul do Ceará e porção central do estado da Bahia. Nesses grupos, foi constatada a presença marcante de espécies do clado das Rosídeas, que inclui diversas das famílias mais ocorrentes na Caatinga como Fabaceae, Malvaceae e Euphorbiaceae, corroborando com o estudo desenvolvido por Fernandes et al. (2020).

Do ponto de vista da conservação da biodiversidade nossos resultados sugerem que estratégias de demarcação de áreas protegidas focadas apenas na riqueza de espécies do NC se refletem na conservação de histórias evolutivas similares, visto que boa parte dessa é compartilhada pelas espécies que compõem as assembleias locais. Nesse caso, buscar áreas com espécies que possuem história evolutiva distintas deveria ser uma prioridade para o Brasil, o que contribuiria substancialmente para o planejamento estratégico da conservação da biodiversidade do Distrito Biogeográfico como já destacada por Vieira et al. (2019). De acordo com Oliveira et al. (2019), fomentar estudos que promovam a ampliação do conhecimento da flora do NC e, conseqüentemente a redução dos déficits Linneano, Wallaceano e Darwiniano do Distrito Biogeográfico, deveriam ser amplamente incentivados. Por outro lado, Winter et al. (2013) sugeriu que é importante também tentar entender como essas relações evolutivas se refletem em relações funcionais para obter uma visão mais compreensiva de como os processos ecossistêmicos estão sendo conservados nessas áreas.

Oliveira et al. (2019) destacaram que essas ações não representam um abandono completo da conservação do maior número de espécies possível, mas sim uma melhoria da abordagem adicionando dimensões da biodiversidade negligenciadas. Portanto, conhecer melhor a flora e as relações funcionais entre as espécies nos permitem ao mesmo tempo adicionar à conservação as dimensões evolutiva, ecológica e taxonômica.

Considerando ainda as mudanças climáticas globais (ver Allen et al. 2010; McDowell e Allen 2015) e outros fatores como o uso da terra e a invasão biológica (Bellard et al. 2014)

tornam essas ações uma corrida contra o tempo para a proteção da biodiversidade. Estudos recentes desenvolvidos por Fearnside (2023) e Peres et al. (2023) enfatizaram que em um cenário recente de desmonte da política ambiental brasileira, vencer essa corrida contra o tempo é um desafio prioritário para o país.

Conclusões

O Distrito Biogeográfico do NC possui um gradiente de similaridade florística que parte das áreas mais próximas ao centro do domínio em direção às suas bordas. Contudo, esse gradiente de similaridade não é evidente quando consideramos a história evolutiva das espécies que compõem as assembleias locais (filobeta-diversidade). Sugerimos que, pelo fato de as histórias evolutivas de diversos clados de angiospermas que ocorrem no Cerrado serem relativamente recentes, em um contexto de adaptação ao fogo de espécies provenientes dos domínios limítrofes, uma parte significativa da história evolutiva dessas espécies é compartilhada.

Assim, a adição de espécies da Caatinga nas zonas ecotonais explicam o gradiente de similaridade florística (diferenças nas pontas da árvore filogenética) e a não observação desse gradiente quando consideramos as histórias evolutivas (muitas espécies congêneres ou pertencentes à mesma família, i.e. com representativa história evolutiva compartilhada). Por outro lado, fatores ambientais relacionados com a disponibilidade hídrica e a temperatura demonstram a influência do clima semiárido para o NC, destacando-o das demais áreas do Cerrado. Ressaltamos a importância de incentivar estudos que diminuam os déficits Linneano, Wallaceano e Darwiniano da flora do NC, bem como que procurem entender como as relações evolutivas se refletem em processos ecológicos, para um melhor planejamento estratégico da conservação da biodiversidade no Brasil.

Referências

- Ab'Saber A (2012) Os domínios de natureza no Brazil. Ateliê Editorial, São Paulo
- Allen CD et al (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259(4):660-684
- Azevedo-Santos VM, Rodrigues-Filho JL, Philip MF et al (2020) Conservation of Brazilian freshwater biodiversity: Thinking about the next 10 years and beyond. *Biodiversity and Conservation* 30:235-241. <https://doi.org/10.1007/s10531-020>
- Azevedo-Santos VM, Fearnside PM, Oliveira CS, et al (2017) Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation* 26:1745-1752. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1316-x>
- Baselga A, Orme D, Villeger S et al (2023) betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components. R package version 1.6. <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>
- Bellard C, Leclerc C, Leroy B, et al (2014) Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. *Global Ecology and Biogeography* 23:1376-1386
- Borcard D, Gillet F, Legendre P (2011) *Numerical Ecology with R*. Springer, New York, USA.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (2000). Lei n° 9.985, de 18 de julho de 2000. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.html
- Cai H, Lyu L, Shrestha N, et al (2021) Geographical patterns in phylogenetic diversity of Chinese woody plants and its application for conservation planning. *Diversity and Distributions* 27:179-194. <https://doi.org/10.1111/ddi.13180>
- Carvalho G (2020) flora: Tools for Interacting with the Brazilian Flora 2020. R package version 0.3.4. <https://CRAN.R-project.org/package=flora>
- Castro AAJF (1994) Comparação florístico-geográfica (Brazil) e fitossociológica (Piauí-São Paulo) de amostras de Cerrado. Thesis, Campinas State University
- Castro AAJF (2003) Survey of the vegetation in the state Piauí. In: Gaizer TL, Krol M, Frischkorn H, Araujo JC (eds.) *Regional impact: water availability and vulnerability of ecosystems and society in semiarid northeast of Brazil*. Springer, Berlin, pp 117-123
- Castro AAJF, Martins FR, Fernandes AG (1998) The woody flora of cerrado vegetation in the state of Piauí, northeastern Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 55(3):455-472
- Castro AAJF et al (2007) Cerrados marginais do Nordeste e ecótonos associados. *Revista Brasileira de Biociências* 5:273-275

- Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3):93-103
- Cioneck VM, Alves GHZ, Tófoli RM, et al (2019) Brazil in the mud again: lessons not learned from Mariana dam collapse. *Biodiversity and Conservation* 28:1935-1938. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01762-3>
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18:117–143
- Díaz S, Lavorel S, Bello F, et al (2007) Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS* 104(52):20684-20685. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704716104>
- Díaz S, Settele J, Brondízio E, et al (2019) The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers. *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* 56.
- Dudley N (2008) *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. IUCN
- Fearnside PM (2016) Brazilian politics threaten environmental policies: the country's environmental licensing system is threatened. *Science* 353:746-748
- Fearnside PM (2023) The outlook for Brazil's new presidential administration. *Trends in Ecology & Evolution* 38:113-116
- Fernandes MF, Cardoso D, Queiroz LP (2020) An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. *Journal of Arid Environments* 174:104079
- Fiaschi P, Pirani JR, Heiden G, Antonelli A (2016) Biogeografia da flora da América do Sul. In: Carvalho CJBD, Almeida EAB (eds.) *Biogeografia da América do Sul: análise de tempo, espaço e forma*. Roca, Rio de Janeiro, pp 215-226
- Fick SE, Hijmans RJ (2017) WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37 (12): 4302-4315.
- Forest F, Crandal KA, Chase MW, Faith DP (2015) Phylogeny, extinction and conservation: Embracing uncertainties in a time of urgency. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370:1-8. <https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0002>
- Forzza RC, Baumgratz JFA, Bicudo CEM, et al (2012) New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. *BioScience* 62:39-45
- Freitas LB (2022) A perspective on the centre-periphery hypothesis: some examples in *Petunia* and other Neotropical taxa. *Botanical Journal of the Linnean Society* 199:228-234
- Ganem KA, Xue Y, Rodrigues AA, et al (2022). Mapping South America's Drylands through Remote Sensing – A Review of the Methodological Trends and Current Challenges. *Remote Sensing* 14:736.

- Goslee SC, Urban DL (2007) The ecodist package for dissimilarity-based analysis of ecological data. *Journal of Statistical Software* 22(7):1-19
- Gottsberger G, Silberbauer-Gottsberger I (2006) Life in cerrado: a South American tropical seasonal vegetation. Vol.1: Origin, structure, dynamics and plant use. Reta, Ulm.
- Jin Y, Qian H (2022) V.PhyloMaker2: an updated an enlarged R package that can generate very large phylogenies for vascular plants. *Plant Diversity* 44:335-339. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2022.05.005>
- Jin Y, Qian H (in press) U.PhyloMaker: an R package that can generate very large phylogenies for plants and animals. *Plant Diversity*. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2022.12.007>
- Kembel SW, Cowan PD, Helmus WK, et al (2010) Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463-1464
- Leite RS, Ivanov MMM (2020) Caracterização das unidades de conservação do estado do Piauí. In: Ivanov MMM (ed.) Unidades de conservação do estado do Piauí. EdUFPI, pp 15-48
- Maechler M, Rousseeuw P, Struyf A, et al (2021) cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions. R package version 2.1.2.
- Magurran AE (2004) Measuring Biological Diversity. Blackwell, Oxford
- Májeková M, de Bello F, Jiří Doležal, Lepš J (2014) Plant functional traits as determinants of population stability. *Ecology* 95(9):2369-2374
- Martins A (2012) Conflitos ambientais em unidades de conservação: dilemas da gestão territorial no Brazil. *Revista Bibliográfica de Geografia y Ciencias Sociales* 17(989):1-14
- McDowell NG, Allen CD (2015) Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. *Nature Climate Change* 5(7):669-672
- Mittermeier RA, Fonseca GABD, Rylands AB, Brandon K (2005) Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brazil. *Megadiversidade* 1(1):14-21
- Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, et al (2011) Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: Zachos FE, Habel JC (eds.) *Biodiversity Hotspots*. Springer Berlin Heidelberg, pp 3-22
- Moabe MF, Cardoso D, Queiroz LP (2020) An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. *Journal of Arid Environments* 174:104079
- Mouchet AM, Villéger S, Mason NWH, Mouillot D (2010) Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24(4):867-976. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>

- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858
- Neves DM, Dexter KG, Baker TR et al. (2020) Evolutionary diversity in tropical tree peaks at intermediate precipitation. *Nature* 10:1188. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-55621-w>
- Oksanen J, Blanchet F, Friendly M, et al (2020) *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira U, Soares-Filho BS, Santos AJ et al. (2019) Modelling highly biodiverse areas in Brazil. *Nature* 9:6355. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-42881-9>
- Peres CA, Ritter CD, Campos-Silva J (2023) Renewed environmental Governance scenarios in the Brazilian Amazon. *Trends in Ecology & Evolution* 38(5):389-390
- Pavoine S, Ricotta C (2014) Functional and phylogenetic similarity among communities. *Methods in Ecology and Evolution* 5:666-675. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12193>
- Qian H, Jin Y (2016) An updated megaphylogeny of plants, a tool for generating plant phylogenies and an analysis of phylogenetic community structure. *Journal of Plant Ecology* 9:233-239. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv047>
- R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Ratter JA, Bridgewater S, Ribeiro JF (2003) Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 60(1):57-109. <https://doi.org/10.1017/S0960428603000064>
- Ribeiro RS, Vicente RE, Arrolho S, Fearnside PM (2022) Amazon deforestation restrictions likely to be circumvented. *Die Erde* 153(3):216-217
- Rohlf FJ (1963) Classification of aedes by numerical taxonomic methods (diptera: culicidae). *Annals of the Entomological Society of America* 56(6):798-804
- Tucker CM, Cadotte MW, Carvalho SB et al (2017) A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. *Biological Reviews* 92:698-715. <https://doi.org/10.1111/brv.12252>
- Vieira LTA, Castro AAJF, Coutinho JMCP et al (2019) A biogeographic and evolutionary analysis of the flora of the North-eastern cerrado, Brazil. *Plant Ecology and Diversity* 12:475-488. <https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1649311>
- Vieira LTA, Azevedo TN, Castro AAJF, Martins FR (2022) Reviewing the Cerrado's limits, flora distribution patterns, and conservation status for policy decisions. *Land Use Policy* 115:106038. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106038>
- Webb CO, Ackerly DD, McPeck MA, Donoghue MJ (2002) Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:475-505

Winter M, Devictor V, Schweiger O (2013) Phylogenetic diversity and nature conservation: Where are we? *Trends in Ecology and Evolution* 28:199-204.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.015>

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No Capítulo 1 observamos que as áreas com maiores riquezas de espécies no NC coincidiam com áreas com maior riqueza filogenética (i.e. maiores valores de PD), entretanto, essa riqueza elevada deveu-se à presença de muitas espécies congêneres ou pertencentes à mesma família botânica. Esses resultados elucidam que a conservação baseada apenas na riqueza de espécies não necessariamente leva a uma maior conservação de história evolutiva e, quando consideramos um contexto de conservação de nicho, de uma maior variedade de processos ecológicos.

No Capítulo 2 nossos resultados confirmaram o gradiente de similaridade florística partindo das áreas mais próximas do centro do domínio Cerrado em direção às áreas mais marginais, assim como relatado em outros estudos e de acordo com o que prediz a hipótese do centro-periferia. Contudo, o gradiente de similaridade não se manteve quando consideramos a história evolutiva das espécies que compõem as assembleias locais (i.e. a filobetadiversidade). Esses resultados estão relacionados com a presença de muitas espécies congêneres ou da mesma família que, embora distintas nas pontas da árvore filogenética, compartilham uma parte significativa de suas histórias evolutivas, tendo divergido em tempos relativamente recentes.

A presença de clados adaptados à escassez hídrica e ao clima semiárido demonstraram a influência do domínio da Caatinga limítrofe, sendo mais intensa nas zonas ecotonais das bordas do NC. Esses resultados explicam por que as variáveis abióticas associadas com a aridez e clima quente foram as mais influentes na organização da filobetadiversidade do NC, uma vez que a Caatinga tem como característica marcante o clima semiárido, sendo as espécies ocorrentes no domínio adaptadas a esse tipo de ambiente. Pode ainda explicar o gradiente de similaridade florística observado, pela presença mais marcante das espécies da Caatinga próximo às bordas e menos representativa próximo do núcleo do domínio.

Do ponto de vista da conservação da biodiversidade, os resultados obtidos podem auxiliar em uma mudança de perspectiva na seleção de áreas de proteção. Isso se deve ao fato de que uma escolha baseada apenas na riqueza de espécies, como atualmente é feito, pode estar selecionando áreas com assembleias de história evolutiva muito similares, que divergem apenas na história bem recente. Isso implicaria em mais espécies do mesmo gênero ou família que podem também estar falhando em conservar processos ecológicos. Assim, decisões de conservação baseadas unicamente em riqueza de espécies poderiam ser complementadas por escolhas baseadas na história evolutiva e na diversidade funcional das assembleias, objetivando a incorporação de todas as dimensões da biodiversidade à conservação.

REFERÊNCIAS

- AB’SÁBER, A. **Os domínios de Natureza no Brasil**: potencialidades paisagísticas. 7ed. São Paulo: Ateliê Editorial, 2012. 158p.
- ALLEN, C.D. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, Vancouver, v.259, n.4, p. 660-684, 2010.
- ALLEN, C.D.; BRESHEARS, D.D.; MCDOWELL, N.G. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. **Ecosphere**, Washington, v.6, n.8, p.1-15, 2015.
- ARANTES, E. A.; FERREIRA, L. G., COE, M. T. The seasonal carbon and water balances of the Cerrado environment of Brazil: past, present and future influences of land cover and land use. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, Hannover, v. 117, p. 66-78, 2016.
- AZEVEDO-SANTOS, V. M., et al. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. **Biodiversity Conservation**, [s.l.], v.26, pp.1745–1752, 2017.
- AZEVEDO-SANTOS, V. M., et al. Conservation of Brazilian freshwater biodiversity: Thinking about the next 10 years and beyond. **Biodiversity and Conservation**, [s.l.], v.30, pp.235-241, 2020.
- BARROSO, G. M.; GUIMARÃES, E. F. Excursão botânica ao Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 32, p. 241-267, 1980.
- BELLARD, C., et al. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, [s.l.], v.23, pp.1376–1386, 2014.
- BRASIL. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto RADAM. V.2. **Folha SB.23 Teresina e parte da Folha SB.24 Jaguaribe**; vegetação. MME/DNPM, Rio de Janeiro, 1973.
- CASTRO, A. A. J. F. **Comparação florístico-geográfica (Brasil) e fitossociológica (Piauí-São Paulo) de amostras de Cerrado**. Tese (Doutorado em Ciências – Ecologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1994.
- CASTRO, A. A. J. F.; MARTINS, F. R.; FERNANDES, A G. The woody flora of Cerrado vegetation in the state of Piauí, Northeastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edimburgo, v. 55, n. 3, p. 455-472, 1998.
- CASTRO, A. A. J. F. et al. Cerrados marginais do Nordeste e ecótonos associados. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 273-275, 2007.
- CASTRO, A. A. J. F. Survey of the vegetation in the State of Piauí. In: GAIZER, T. L.; KROL, M.; FRISCHKORN, H.; ARAUJO, J. C. (Orgs.). **Regional Impacts: Water Availability and Vulnerability of Ecosystems and Society in Semiarid Northeast of Brazil**. 1ed. Berlin: Springer, 2003. p. 117-123.

- CASTRO, A. A. J. F. et al. Alvos de Biodiversidade (espécies, ecossistemas e paisagens) nas áreas de influência do Parque Nacional de Sete Cidades (PN7C). **Publicações avulsas em conservação de ecossistemas**, [s.l.], v. 28, p. 1-25, 2012.
- CIONEK, V.M., et al. Brazil in the mud again: lessons not learned from Mariana dam collapse. **Biodiversity and Conservation**, [s.l.], v.28, pp.1935–1938, 2019.
- COLE, M. M. Cerrado, Caatinga and Pantanal: the distribution of the Savana vegetation of Brazil. **The Geographical Journal**, Londres, v. 136, n. 2, p. 168-179, 1960.
- COLE, M. M.; BROWN, R. C. The vegetation of the Ghanzi area of Western Botswana. **Journal of Biogeography**, [s.l.], v. 3, p. 169-196, 1976.
- COUTINHO, L. M. O conceito de Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 17-23, 1978.
- DÍAZ, S. et al. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 104, n. 52, p. 20684-20685, 2007.
- DÍAZ, S. et al. The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers. **Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**, [s.l.], v.56, 2019.
- DÓRIA, L. C. et al. Do woody plants of the Caatinga show a higher degree of xeromorphism than in the Cerrado? **Flora**, Freiburg, v. 224, p. 244-251, 2016.
- EITEN, G. Vegetação do Cerrado. In: PINTO, M. N. (Ed.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. 2ed. Brasília: UnB (SEMATEC), 1994. pp. 17-73.
- FELFILI, J. M. Fragmentos de Florestas Estacionais do Brasil Central: diagnóstico e propostas de corredores ecológicos. In: COSTA, R. B. (Org.). **Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região centro-oeste**. Campo Grande: UCDB, 2003. pp. 139-160.
- FOREST, F. et al. Phylogeny, extinction and conservation: embracing uncertainties in a time of urgency. **Philosophical Transactions B**, Londres, v. 370, p. 1-8, 2015.
- FORZZA, R. C. **Catálogo de plantas e fungos do Brasil**. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio/Jardim Botânico do Rio de Janeiro. v. 2, 2010. 500 p.
- FORZZA, R. C. et al. New brazilian floristic list highlights conservation challenges. **BioScience**, Curitiba, v. 62, p. 39-45, 2012.
- GOTTSBERGER, G.; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. **Life in Cerrado: a South American tropical seasonal vegetation**. Vol.1: Origin, structure, dynamics and plant use. Ulm: Reta, 2006. 277p.

HARVEY, P. H.; PAGEL, M. D. **The Comparative Method in Evolutionary Biology**. Oxford: Oxford University Press, 1991. 239p.

IBDF. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. **Plano de Manejo**: Parque Nacional de Sete Cidades. Brasília: IBDF - M.A/Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN), 1979. 61p.

LEITE, R. S.; IVANOV, M. M. M. Caracterização das unidades de conservação do estado do Piauí. In: IVANOV, M. M. M.(ed.) **Unidades de conservação do estado do Piauí**. EdUFPI, pp 15-48.

MACEDO, W. S. et al. Análise do componente arbóreo em uma área de ecótono Cerrado-Caatinga no Sul do Piauí. **Scientia Plena**, Aracajú, v. 15, n. 1, p. 1-11, 2019.

MAGURRAN, A. **Measuring Biological Diversity**. 1ed. Oxford: Blackwell Science, 2004. 264p.

MÁJEKOVÁ, M., et al. Plant functional traits as determinants of population stability. **Ecology**, Washington, v.95, n.9, pp.2369–2374, 2014.

MANTOVANI, W. et al. A conservação da biodiversidade no domínio da Caatinga. In: MANTOVANI, W.; MONTEIRO, R. F.; ANJOS, L.; CARIELLO, M.O. (Org.). **Pesquisas em Unidades de Conservação no Domínio da Caatinga**: Subsídios à gestão. 1ed. Fortaleza: Edições UFC, 2017. pp.81-122.

MARTINS, A. Conflitos ambientais em unidades de conservação: dilemas da gestão territorial no Brasil. **Revista Bibliográfica de Geografia y Ciencias Sociales**, Barcelona, v.17, n.989, pp.1–14, 2012.

MCDOWELL, N.G.; ALLEN, C.D. Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. **Nature Climate Change**, Londres, v.5, n.7, p.669-672, 2015.

MIATTO, R. C.; WRIGHT, I. J.; BATALHA, M. A. Relationships between soil nutrient status and nutrient-related leaf traits in Brazilian Cerrado and seasonal forest communities. **Plant soil**, [s.l.], v. 202, p. 13-33, 2016.

MIATTO, R. C.; BATALHA, M. A. Leaf chemistry of woody species in the Brazilian Cerrado and seasonal forest: response to soil and taxonomy and effects on decomposition rates. **Plant Ecology**, [s.l.], v. 217, p. 1467-1479, 2016.

MITTERMEIER, R. A., et al. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, [s.l.], v.1, n.1, pp.14–21, 2005.

MITTERMEIER, R. A., et al. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (eds.) **Biodiversity Hotspots**. Springer Berlin Heidelberg, pp 3–22, 2011.

MOUCHET, M. A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, Londres, v. 24, n. 4, p. 867-876, 2010.

MOUCHET, M. A.; MOUILLOT, D. Decomposing phylogenetic entropy into α , β and γ components. **Biology Letters**, Londres, v. 7, p. 205-209, 2011.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Londres, v. 402, p. 853-858, 2000.

OLIVEIRA, T. C. S. et al. Diversidade taxonômica e funcional em áreas de Cerrado rupestre de baixa altitude no complexo vegetacional de Campo Maior, Nordeste do Brasil. **Biota Amazônia**, Macapá, v. 9, n. 2, p. 1-5, 2019.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, J. M. T. As fitofisionomias do Bioma Cerrado. *In*: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. 1ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. pp.153-212.

TAYLOR, B., et al. The need for ecocentrism in biodiversity conservation. **Conservation Biology**, Washington, v.34, pp.1089–1096, 2020.

TRIBOT, A. S. et al. Taxonomic and functional diversity increase the aesthetic value of collagenous reefs. **Scientific Reports**, Londres, v. 6, n. 2, p. 229-242, 2016.

TUCKER, C. M. et al. A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 92, p. 698-715, 2017.

VANDAWALLE, M. et al. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organism. **Biodiversity and Conservation**, [s.l.], v. 19, n. 2, p. 2921-2947, 2010.

VIEIRA, L. T. A. **Padrões de diversidade da flora lenhosa dos Cerrados do nordeste do Brasil**. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012. 520 p.

VIEIRA, L. T. A., et al. A biogeographic and evolutionary analysis of the flora of the North-eastern cerrado, Brazil. **Plant Ecology and Diversity**, [s.l.], v.12, pp.475–488, 2019.

VIEIRA, L.T.A.; AZEVEDO, T.N.; CASTRO, A.A.J.F.; MARTINS, F.R. Reviewing the Cerrado's limits, flora distribution patterns, and conservation status for policy decisions. **Land Use Policy**, [s.l.], v.115, 106038, 2022.

WALTER, B. M. T.; CARVALHO, A. M.; RIBEIRO, J. F. O conceito de Savana e de seu componente Cerrado. *In*: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. 1ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. pp. 21-45.

WASHINGTON, H., et al. Why ecocentrism is the key pathway to sustainability. **The Ecological Citizen**, Londres, v.1, n.1, pp.32–41, 2017.

WEBB, C. O.; DONOGHUE, M. J. Phylomatic: tree assembly for applied phylogenetics. **Molecular Ecology Note**, [s.l.], v. 5, n. 1, p. 181-183, 2004.

ANEXO A – INSTRUÇÕES PARA AUTORES, PERIÓDICO BIODIVERSITY AND CONSERVATION

Biodiversity and Conservation

Author guidelines

Disponível em: <https://www.springer.com/journal/10531/submission-guidelines>



Biodiversity and Conservation

Founded in 1992, Biodiversity and Conservation is an international journal that publishes articles on all aspects of biological diversity, its conservation, and sustainable use. It is multidisciplinary and covers living organisms of all kinds in any habitat, focusing on studies using novel or little-used approaches, and ones from less studied biodiversity rich regions or habitats. It also features rapid assessment approaches, the estimation of species numbers and diversity (by traditional, molecular, or proxy indicator methods), habitat management, conservation policy and regulations, threats, biodiversity loss, extinctions, and the documenting of long-term changes, and ex-situ conservation.

It includes reviews, research papers, editorials, commentaries, and letters, and sometimes whole issues devote to particular topics.