



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ

CENTRO DE CIÊNCIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

CARLOS EDUARDO DE CARVALHO

**TRAÇOS FUNCIONAIS COMO PREDITORES DA VULNERABILIDADE DE
PLANTAS ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS: ESTUDO DE CASO NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO**

FORTALEZA

2021

CARLOS EDUARDO DE CARVALHO

TRAÇOS FUNCIONAIS COMO PREDITORES DA VULNERABILIDADE DE
PLANTAS ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS: ESTUDO DE CASO NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado Acadêmico em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre. Área de Concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Dra. Francisca Soares de Araújo

Coorientadora: Dra. Júlia Caram Sfair

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

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

- C322t Carvalho, Carlos Eduardo de.
Traços funcionais como preditores da vulnerabilidade de plantas às mudanças climáticas: estudo de caso no semiárido brasileiro / Carlos Eduardo de Carvalho. – 2021.
85 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2021.
Orientação: Prof. Dr. Francisca Soares de Araújo.
1. florestas secas neotropicais. 2. savana seca. 3. bosque espinhoso. 4. traços funcionais. 5. modelos de distribuição de espécies. I. Título.

CDD 577

CARLOS EDUARDO DE CARVALHO

TRAÇOS FUNCIONAIS COMO PREDITORES DA VULNERABILIDADE DE
PLANTAS ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS: ESTUDO DE CASO NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado Acadêmico em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre. Área de Concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 03/06/2021.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Francisca Soares de Araújo (Orientadora)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Marcelo Oliveira Teles de Menezes

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Prof. Dr. Jean Francois Raymond Marie Mas Caussel

Universidade Nacional Autônoma do México (UNAM)

Prof. Dr. Bruno Sousa de Menezes

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Há um prazer nas florestas desconhecidas: um entusiasmo na costa solitária. Uma sociedade onde ninguém penetra. Pelo mar profundo e música em seu rugir: Amo, não menos o homem, mas mais a natureza. (BYRON, 1826).

RESUMO

A crise climática global em andamento potencialmente afetará a estrutura e funcionamento dos ecossistemas causando a extinção ou a redução na área de distribuição geográfica de muitos táxons. Para a região semiárida brasileira está previsto aumento de temperatura e redução na precipitação e, conseqüentemente, aumento no déficit hídrico em uma região já historicamente subordinada a períodos de secas. Entender quais espécies estão mais vulneráveis a esse aumento na severidade da aridez é o primeiro passo para o planejamento de estratégias que minimizem os riscos de extinção. Análises de modelagem de nicho das espécies em conjunto com traços funcionais indicadores de crescimento, economia de água e de capacidade de dispersão podem ser bons indicadores de vulnerabilidade às mudanças climáticas. Nesse sentido, analisamos dois modelos de nicho ecológico (atual e futuro) para espécies arbustivas-arbóreas de modo a simular os efeitos das mudanças climáticas em sua distribuição. Para construir os modelos de distribuição de espécies, utilizamos dados do clima atual, variáveis físicas de solo em várias profundidades, dados de ocorrência dos táxons e previsões bioclimáticas do *Canadian Earth System Model* para o cenário de emissão pessimista (RCP8.5). Para verificar a variação na área de distribuição, calculamos o número de pixels adequados no presente e futuro. Por fim, verificamos se os atributos funcionais de economia de água, dispersão e crescimento da planta seriam bons preditores do potencial de expansão ou de retração das espécies. Verificamos que os atributos funcionais podem prever a vulnerabilidade das plantas do semiárido brasileiro. Espécies com maior área foliar específica, maior espessura foliar e sementes menores devem perder mais área com as mudanças climáticas. Esses resultados servem de base para testar em estudos futuros de longo prazo a arquitetura, funcionamento e dinâmica de populações.

Palavras-chave: florestas secas neotropicais; savana seca; bosque espinhoso; traços funcionais; modelos de distribuição de espécies.

ABSTRACT

The ongoing global climate crisis will potentially affect the structure and functioning of ecosystems causing the extinction or reduction in the geographic range of many taxa. For the Brazilian semiarid region, an increase in temperature and a reduction in precipitation is expected, and, consequently, an increase in the water deficit in a region that has historically been subject to periods of drought. Understanding which species are most vulnerable to this increase in the severity of aridity is the first step in planning strategies that minimize the risks of extinction. Analyses of niche modeling of species together with functional traits that are indicators of growth, water savings and dispersion capacity can be good indicators of vulnerability to climate change. In this sense, we analyzed two ecological niche models (current and future) for shrub-tree species in order to simulate the effects of climate change on their distribution. To build the species distribution models, we used data from the current climate, soil physical variables at various depths, taxon occurrence data and bioclimatic predictions from the Canadian Earth System Model for the pessimistic emission scenario (RCP8.5). To check the variation in the distribution area, we calculate the number of suitable pixels in the present and the future. Finally, we verified whether the functional attributes of water saving, dispersion and plant growth would be good predictors of the potential for expansion or retraction of the species. We found that the functional attributes can predict the vulnerability of plants in the Brazilian semiarid region. Species with a greater specific leaf area, greater leaf thickness and smaller seeds should lose more area due to climate change. These results serve as a basis for testing in future long-term studies the architecture, functioning and dynamics of populations.

Keywords: neotropical dry forests; dry savanna; thorn woodland; functional traits; species distribution models.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 -	Anomalia da Temperatura global (continente e oceano) em relação à temperatura média de 1961 a 1990.....	16
Figura 2 -	Concentração atmosférica de CO ₂ em partes por milhão (ppm), desde 1 era comum a 2018.....	18
Figura 3 -	Modelo de Distribuição potencial de espécies.....	19
Figura 4 -	Localização dos domínios Fitogeográficos brasileiros em relação à América do Sul.....	25
Figura 5 -	Correlação de pearson entre os preditores do cenário atual (A) e em B correlação dos preditores do cenário futuro (RCP8.5)..	36
Figura 6 -	Importância das variáveis preditoras para execução do modelo.....	36
Figura 7 -	Avaliação dos MDPE.....	38
Figura 8 -	Variação do Número de Pixels adequados $\ln (PF/PA)$	39
Figura 9 -	Análise de Componentes Principais (PCA) entre os atributos funcionais de plantas.....	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Matriz de Confusão	23
Tabela 2 -	Lista espécies arbustivas e arbóreas da caatinga	27
Tabela 3 -	Variáveis bioclimáticas do CHELSA (https://chelsa-climate.org) utilizadas para elaboração dos modelos.....	29
Tabela 4 -	Variáveis edáficas analisadas para escolha dos preditores de solo do modelo.....	30
Tabela 5 -	Traços Funcionais e formas de medição.....	33
Tabela 6 -	Espécies e seus respectivos algoritmos selecionados para o MDPE, fator de corte para obter mapas de presença e Ausência: AUC e TSS.....	37
Tabela 7 -	Resultados das análises entre os traços funcionais (preditores); variação do número de pixels (variáveis resposta), número de pixels adequados (variáveis resposta).....	41

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1	Mudanças climáticas e impactos na biodiversidade	13
2.2	Distribuição de espécies	16
2.2.1	<i>Registros de história natural</i>	18
2.2.2	<i>Variáveis ambientais</i>	19
2.2.3	<i>Algoritmos de modelagem</i>	19
2.2.4	<i>Avaliação dos modelos</i>	20
3	MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1	Área de estudo	22
3.2	Seleção das espécies arbustivas-arbóreas e dados de ocorrência	24
3.3	Variáveis ambientais	25
3.3.1	<i>Preditores climáticos</i>	26
3.3.2	<i>Preditores edáficos</i>	27
3.4	Modelos de distribuição potencial de espécies	28
3.5	Traços funcionais de plantas	29
3.6	Análises estatísticas	30
4	RESULTADOS	33
4.1	Padrões de distribuição de espécies e variáveis abióticas	33
4.2	Modelos de distribuição de espécies	35
4.3	Relação ente modelos de distribuição e traços funcionais de plantas	37
5	DISCUSSÃO	39
6	CONCLUSÕES	42
	REFERÊNCIAS	43
	APÊNDICE A – DADOS DE OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES	55
	APÊNDICE B – ANÁLISES DE CORRELAÇÃO: DADOS DE SOLO DE CLIMA	58
	APÊNDICE C – VARIÁVEIS AMBIENTAIS UTILIZADAS PARA CONSTRUIR OS MODELOS	62
	APÊNDICE D – DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES NO CENÁRIO ATUAL E FUTURO	68

1 INTRODUÇÃO

A relação entre os organismos e o meio ambiente tem despertado a curiosidade de muitos naturalistas. Conceitos importantes, como o de habitat, ou seja, o local em que as espécies ocupam, surgiram através desses trabalhos. Grinnell (1917), ao analisar a relação entre o ambiente e a distribuição de um táxon, propôs a primeira definição de nicho ecológico. Para Grinnell o nicho poderia ser representado no espaço como os locais em que um organismo pode sobreviver na ausência de interações ecológicas. Elton (1927) também fez grandes contribuições ao conceito de nicho ao desconsiderar os fatores abióticos e relacioná-lo apenas a fatores como alimento e inimigos. No entanto, uma unificação dessas ideias surgiu com o trabalho de Hutchinson (1957) que definiu nicho como um volume “n-dimensional”, e considerou tanto fatores bióticos quanto abióticos. Finalmente, uma associação entre o nicho ecológico de Hutchinson e distribuição das espécies foi incluída por Soberón e Peterson (2005) ao propor que a intersecção de três fatores (fatores abióticos, bióticos e área acessível à espécie) definem a área de distribuição de uma taxa.

Passado mais de 15 anos do trabalho de Soberón e Peterson o déficit Wallaceano, ou seja, lacuna de conhecimento da distribuição geográfica dos taxa, continua sendo uma dos grandes desafios da biogeografia aplicada à conservação biológica, principalmente nos trópicos (HORTAL *et al.*, 2015; WHITTAKER *et al.*, 2013; BINI *et al.*, 2006). Este problema tem sido minimizado por modelos matemáticos capazes de estimar a distribuição potencial de uma taxa e conseqüentemente auxiliar no planejamento atual e futuro da conservação da biodiversidade (FRANKLIN, 2013) principalmente diante da crise climática vigente. Porém, para melhor entender os efeitos da crise climática em andamento sobre as estimativas de distribuição que tem como pressuposto teórico o conceito de nicho de Hutchinson (SOBÉRON; PETERSON, 2005) é necessário adicionar abordagens baseadas em traços funcionais (TREURNICHT *et al.*, 2020; WRIGHT *et al.*, 2004).

Características funcionais de um taxa podem prever sua vulnerabilidade frente às mudanças climáticas (VESK *et al.*, 2021; VANDVIK *et al.*, 2020; REGOS *et al.*, 2019). Por exemplo: dispersão limitada, baixa capacidade de reprodução, especialidade em uso de recurso ou habitat e tolerâncias fisiológicas estreitas foram relatadas como associadas a maior mortalidade diante de mudanças nas condições ambientais (PACIFICI *et al.*, 2015; CHESSMAN, 2013; FODEN *et al.*, 2013; PEREIRA *et al.* 2013; SCHLOSS *et al.*, 2012). A Altura máxima da espécie é um indicador potencial para entender a resposta da planta às

mudanças climáticas, primeiro devido à relação positiva entre precipitação, temperatura e altura das plantas e segundo porque faz parte de um conjunto de traços que se relacionam com a história de vida e longevidade da planta (MOLES *et al.*, 2009). Plantas mais altas podem permanecer na paisagem mesmo após mudanças climáticas, pois são melhores dispersoras que plantas pequenas e suas raízes profundas podem acessar a água no subsolo (VALVERDE-BARRANTES *et al.*, 2017; CORLETT; WESTCOTT, 2013; THOMSON *et al.*, 2011). No entanto, mesmo sendo boas dispersoras, se não houver nenhuma área climaticamente adequada no futuro, como micro refúgios hidrológicos, esses organismos podem desaparecer, já que tendem a apresentar menor segurança hidráulica ou seja são mais sensíveis à seca ou ao congelamento (OLSON *et al.*, 2018). O tamanho da semente também é uma variável importante, não apenas devido à capacidade de dispersão conforme observado por Corlett e Westcott (2013), Thomson *et al.* (2011), mas também porque sementes maiores têm maior potencial de se estabelecer com sucesso em solos com baixa umidade em detrimento de sementes pequenas (ADONDAKIS; VENABLE, 2004). A explicação é que, sementes grandes fornecem mais água e nutrientes, conseqüentemente as plântulas são menos afetadas pelo estresse hídrico na fase inicial de desenvolvimento (YI *et al.*, 2019).

Atributos fisiológicos pode ajudar a entender quais espécies podem ser capazes de colonizar novas áreas com clima adequado. Por exemplo, as espécies que mais se deslocaram na América do Norte com as mudanças climáticas foram aquelas com alta densidade da madeira (FEI *et al.*, 2017). Em ambientes tropicais, além da densidade da madeira, o conteúdo de matéria seca no caule também pode prever a estratégia da planta em relação à seca. Em geral, espécies com maior quantidade de matéria seca no caule e alta densidade da madeira podem resistir melhor em condições secas, mas o crescimento deve ser mais lento (POORTER; MARKESTEIJN, 2008). Além disso, avaliar atributos de folha também pode ser crucial para entender os espectros de economia da planta (CHAVE *et al.*, 2009; WRIGHT *et al.*, 2004). Tais atributos denotam aspectos estruturais e fisiológicos que podem ser indicadores de vulnerabilidade com as mudanças climáticas. Espessura da folha está relacionada positivamente com a irradiância e negativamente com nutrientes e disponibilidade de água no solo (NIINEMETS, 2001; GROOM; LAMONT, 1997), portanto se as mudanças climáticas promoverem maior aridez, as plantas com maior espessura foliar poderão ser menos vulneráveis. Outro preditor do crescimento da planta é a área foliar específica, que foi identificada como indicador potencial da resposta da distribuição das espécies sobre mudanças climáticas na região sul do Brasil (SCHLICKMANN *et al.*, 2020),

os táxons com menor área foliar específica devem ser mais afetados. Além disso, Liancourt *et al.* (2015) relatam que se as mudanças climáticas provocarem incremento na disponibilidade hídrica, o tamanho do pecíolo pode prever a competição das espécies nessas condições a exclusão competitiva e conseqüentemente potenciais efeitos indiretos das mudanças climáticas.

Em largas escalas espaciais, estima-se que as mudanças climáticas aumentarão a temperatura e tornarão a precipitação mais variável (SMITH *et al.*, 2015; IPCC, 2014). Nos ecossistemas tropicais a frequência de eventos extremos (e.g. secas e cheias) tem projeções de serem maiores e a disponibilidade anual de água no solo potencialmente diminuirá (SHELDON, 2019). Como consequência, espera-se que árvores mais altas e com sementes maiores devem apresentar menor vulnerabilidade, pois espécies altas podem se dispersar melhor e são menos susceptíveis a estocasticidade ambiental, além disso, sementes grandes apresentam maior reserva de água e nutrientes o que permite maior taxa de sobrevivência de plântulas (JONGE *et al.*, 2018; MOLES *et al.*, 2009; WESTOBY *et al.*, 2002). Por outro lado, esperamos que plantas com menor área foliar específica, maior área foliar, baixa espessura foliar e menor densidade da madeira, sejam as mais vulneráveis (CHAVE *et al.*, 2009; NIINEMETS *et al.*, 2007; VILE *et al.*, 2005). Neste contexto, atributos morfológicos, fisiológicos e fenológicos são indicativos do desempenho das espécies sob determinadas condições climáticas e também de quais espécies podem ter maior mortalidade frente às mudanças climáticas (ALEIXO *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2019; FEI *et al.*, 2017).

O Domínio Fitogeográfico da Caatinga, localizado na região nordeste do Brasil, incluído globalmente na Ecorregião de Desertos e Arbustarias (OLSON *et al.*, 2001) e no bioma Florestas Tropicais Sazonalmente Secas com cerca de 800.000 km² (FERNANDES *et al.*, 2020; MORO *et al.*, 2016) também classificado como Savana Tropical Seca na classificação Gardner *et al.* (2020) que corresponde a áreas com estação de crescimento curta e precipitação inferior à de outras Savanas de clima tropical mais úmido como, por exemplo, o cerrado e as savanas africanas. Incluindo todas as formas de vida, o domínio da Caatinga apresenta aproximadamente 3347 espécies de plantas, das quais 298 são endêmicas (FERNANDES *et al.*, 2020; MORO *et al.*, 2016) cuja susceptibilidade à crise climática em andamento é desconhecida.

As previsões dos modelos climáticos para o domínio da Caatinga apontam diminuição na precipitação média anual, aumento da variabilidade e da frequência de eventos extremos (SILVA *et al.*, 2017). Como consequência, essa ecorregião pode perder parte de sua

área, devido ao surgimento de uma faixa hiper árida característica de climas desérticos (GUIMARÃES *et al.*, 2016). Nesse contexto, espécies poderão ter seus habitats reduzidos ou ampliados (SILVA *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2017). Portanto, trata-se de um bom sistema para analisar o efeito do aumento da aridez na distribuição atual das taxas através de modelagens de distribuição. SILVA *et al.* (2019) especularam que espécies da Caatinga com características reprodutivas especializadas, ou seja, polinização por vertebrados, dispersão biótica e polinização cruzada obrigatória terão maior vulnerabilidade às mudanças climáticas que espécies com características generalistas. No entanto, projeções de distribuição de taxa em diferentes cenários climáticos futuros associados a dados de traços de funcionamento hidráulico (morfológicos e fisiológicos), fenodinâmica foliar e dispersão têm potencial para melhor responder quais serão os taxa mais vulneráveis ao aumento da aridez. Para este estudo, selecionamos 36 espécies amplamente distribuídas na Caatinga do semiárido brasileiro com dados de traços de funcionamento hidráulico disponíveis na literatura com os seguintes objetivos: I) inventariar os traços funcionais da flora arbustivas-arbóreas considerada por Moro *et al.* (2014) como as espécies mais frequentes na Caatinga; II) modelar a distribuição geográfica potencial atual e futura dessas espécies em função do clima e solos; III) relacionar a variação da distribuição potencial com os traços funcionais. Nossa hipótese é que as espécies com menor sensibilidade às mudanças climáticas possuem maior altura, maior capacidade de dispersão e crescimento rápido. Se nossa hipótese for confirmada as espécies com esses traços tendem a ampliar sua área de ocorrência potencial devido à mudança no clima.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

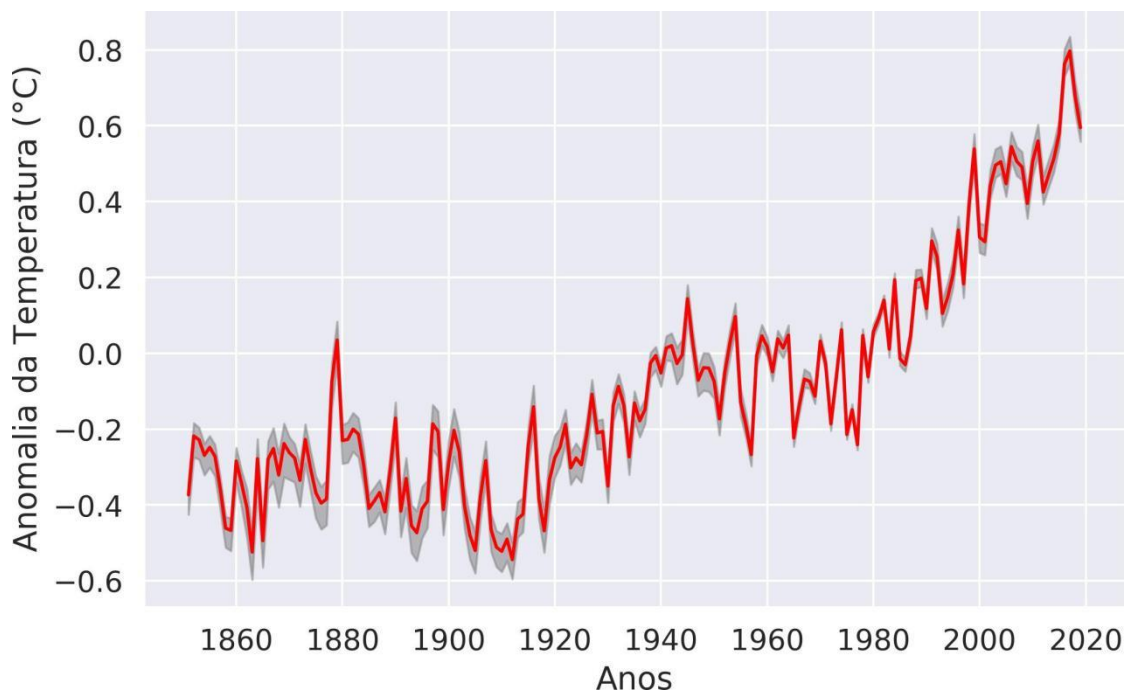
2.1 Mudanças climáticas e impactos na biodiversidade

Clima pode ser definido como um conjunto de condições médias do tempo ao longo de um período (normalmente superior a 30 anos; CAVALCANTI *et al.*, 2009). Documentações do estado climático da Terra realizadas através de medições *proxy* demonstram que essas condições médias da atmosfera não são estáticas (SALGADO-LABOURIAU, 2001) e mudaram muitas vezes durante sua história. As primeiras mudanças climáticas drásticas ocorreram, por exemplo, na passagem da era do Neoproterozóico (entre 1000 milhões de anos e 541 milhões de anos atrás) para a era do Paleozóico (541 milhões de anos a 251,902 milhões de anos atrás), provavelmente decorrente da diminuição nas atividades solares, desencadeando uma era do gelo (HYDE *et al.*, 2000). No Mesozóico (252 a 66 milhões de anos atrás) as temperaturas eram 6 °C mais quente que hoje, mas o clima foi estável durante quase toda essa era, exceto no final do Cretáceo em que fatores combinados com a provável queda de um meteorito provocaram um rápido resfriamento (HALLAM, 1985). O Cenozóico (desde 66 milhões de anos atrás até a data presente) é marcado pelo crescimento de grandes camadas de gelo nos dois hemisférios, principalmente devido à formação do platô tibetano (RAYMO; RUDDIMAN, 1992), no período Quaternário, por exemplo, ocorreram ao menos dezesseis grandes glaciações com intervalos de 40 a 100 mil anos cada (SALGADO-LABOURIAU, 2001). O Holoceno, época geológica atual, iniciou-se logo após a última grande glaciação (11.65 mil anos atrás) com algumas variações climáticas, como períodos curtos de aquecimento na idade média, uma pequena glaciação no hemisfério norte e recentemente aquecimento global moderno antropocênico (WALKER *et al.*, 2009).

Essa última modificação climática antropocênica é caracterizada por um rápido aquecimento, muito superior à época pré-industrial (MORICE *et al.*, 2012). Análises anteriores a 1850 revelam que a temperatura era cerca de 0,4 °C mais baixa que a média de 1961-1990 (MORICE *et al.*, 2012). No entanto, desde 1990, a temperatura aumentou em cerca de 0,7 °C acima dessa linha de base (MORICE *et al.*, 2012). Portanto, no geral, temos um aumento médio de temperatura de 1,1 °C (MORICE *et al.*, 2012; Figura 1). Além disso, como o planeta não aquece de forma homogênea, o maior aquecimento se deu no Hemisfério Norte (cerca de 1,4 °C), pois este possui maior massa continental, ao passo que esse aquecimento foi menor no Hemisfério Sul, com maior massa de água (cerca de 0,8°C) (DELWORTH *et al.*, 2016).

O efeito estufa, no entanto, trata-se de um fenômeno natural devido a gases traços capazes de absorver a radiação de ondas longas emitida pela Terra que dificultam seu escape para o espaço, mas que está sendo intensificado pela ação humana (SCHNEIDER, 1989). Esse rápido aumento da temperatura nas últimas décadas é atribuído ao aumento da concentração de Gases de Efeito Estufa (GEE) na atmosfera.

Figura 1 - Anomalia da temperatura global (continente e oceano) em relação à temperatura média de 1961 a 1990.



Fonte: <https://ourworldindata.org/co2-and-other-greenhouse-gas-emissions>. Centro Hadley (HadCRUT4).

Legenda: A linha vermelha representa a mudança mediana da temperatura, e em cinza os intervalos de confiança de 95%.

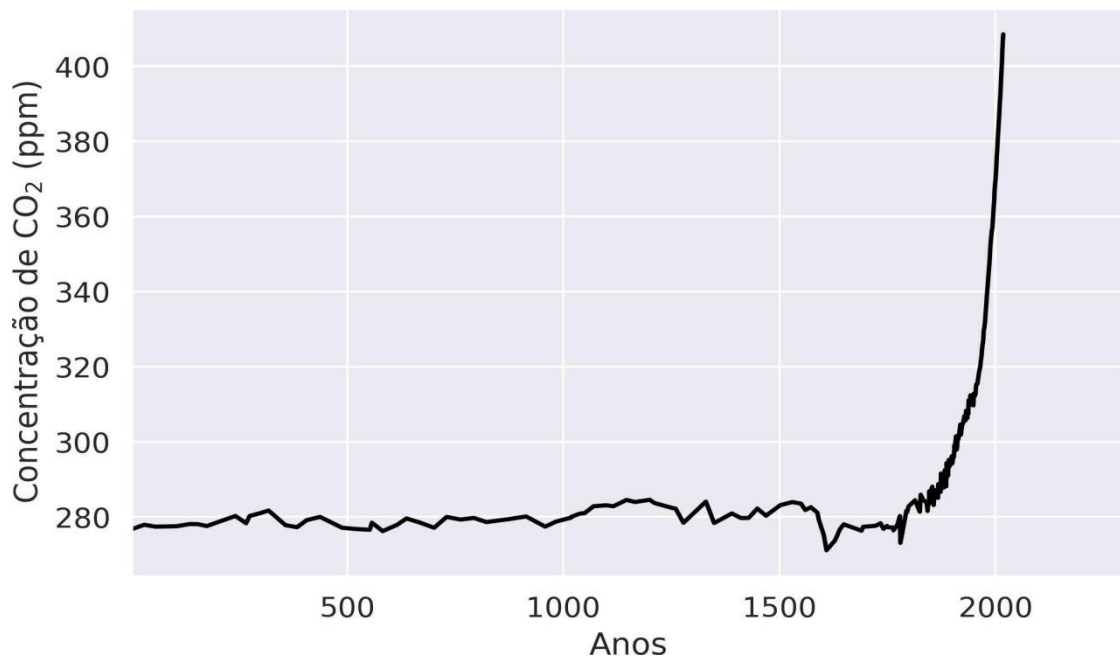
O processo de efeito estufa foi descrito pela primeira vez em 1824 pelo físico Joseph Fourier e posteriormente por John Tyndall (1861), que observou que o vapor de água e o dióxido de carbono são os principais gases capazes de absorver a radiação reemitida pela Terra, situada no intervalo do infravermelho (entre $1 \mu\text{m}$ e $30 \mu\text{m}$). No entanto, a teoria que liga a emissão de Carbono por vias antropogênicas ao aumento da temperatura global foi proposta desde 1895 pelo químico Svante Arrhenius. E somente em 1938 o engenheiro Guy Stewart Callendar obteve cálculos mais precisos sobre o efeito do CO_2 sobre o clima (CALLENDAR, 1938). Posteriormente, essa hipótese foi se consolidando cada vez mais devido a medições da concentração de CO_2 e temperatura global ao longo da história da terra demonstrando que essas variáveis estavam fortemente correlacionadas (LACIS *et al.*, 2010). Uma dessas medições pioneiras foi realizada por Charles David Keeling que elaborou uma

representação gráfica do dióxido de carbono acumulado na atmosfera, detectando aumento em sua concentração. Apesar de sua importância, o CO₂ não é o único responsável pelo efeito estufa e o Protocolo de Kyoto (https://unfccc.int/kyoto_protocol) reconheceu outros gases, tais como: Óxido nitroso (N₂O), Metano (CH₄), Clorofluorcarbonetos (CFCs), Hidrofluorcarbonetos (HFCs), Perfluorcarbonetos (PFCs) e Hexafluoreto de enxofre (SF₆), não obstante, o dióxido de carbono responde por 40% do forçamento radioativo que provoca o aquecimento global e sua concentração é que apresenta maior crescimento (aumento de 40% desde 1750). A concentração global de CO₂, além de continuamente crescente nas últimas décadas, pela primeira vez em mais de 800.000 anos, ultrapassou a marca de 300ppm e agora está acima de 400 ppm (NOAA, 2019) (Figura 2). Para frear a mudança climática e assegurar que o aumento na temperatura seja de apenas 1,5° os países se reuniram no acordo de Paris (<https://web.archive.org/web/20151210193240/http://www.cop21.gouv.fr/en/>).

Conforme o exposto, atividades humanas estão intensificando rapidamente as emissões de GEEs responsáveis pela crise climática em andamentos. Diante disso, têm sido amplamente discutidos os efeitos de tais mudanças na distribuição e extinção da biodiversidade atual (BELLARD *et al.*, 2012). Tais modificações devem afetar múltiplas escalas ecológicas, desde a genética até à integridade dos biomas (BELLARD *et al.*, 2012, NORBERG *et al.*, 2012). Modificações nos padrões de distribuição espacial devem resultar da busca pelo nicho climático aceitável, de maneira que algumas espécies podem mudar sua faixa altitudinal e latitudinal de distribuição (MCLAUGHLIN *et al.*, 2017).

Grandes áreas poderão tornar-se climaticamente inadequadas para certos taxa, podendo afetar desde a sua área de distribuição até a redução no tamanho populacional (THOMAS *et al.*, 2004). Apesar do debate se concentrar nos impactos das mudanças climáticas sobre a distribuição das espécies, outro campo a ser investigado é se haverá tempo para adaptação frente ao ritmo acelerado das mudanças (SMITH *et al.*, 2015; LAVERGNE *et al.*, 2010). Meios para uma adaptação em curto prazo, no entanto, dependem principalmente da plasticidade fenotípica da espécie ou ainda de adaptação genética às novas condições através de mutações, ou seleção, algo que pode ocorrer para espécies com o ciclo de vida mais curto (HOFFMANN; SGRO, 2011; BELL; GONZALEZ, 2009). Com isso as espécies podem dispersar-se e/ou modificar o seu nicho ecológico para sobreviver às novas condições ambientais (ROMÁN-PALACIOS; WIENS, 2020).

Figura 2 – Concentração atmosférica de CO₂ em partes por milhão (ppm), desde 1 era comum a 2018.



Fonte: NOAA (2019). Disponível em: <https://ourworldindata.org/co2-and-other-greenhouse-gas-emissions>.

2.2 Distribuição de espécies

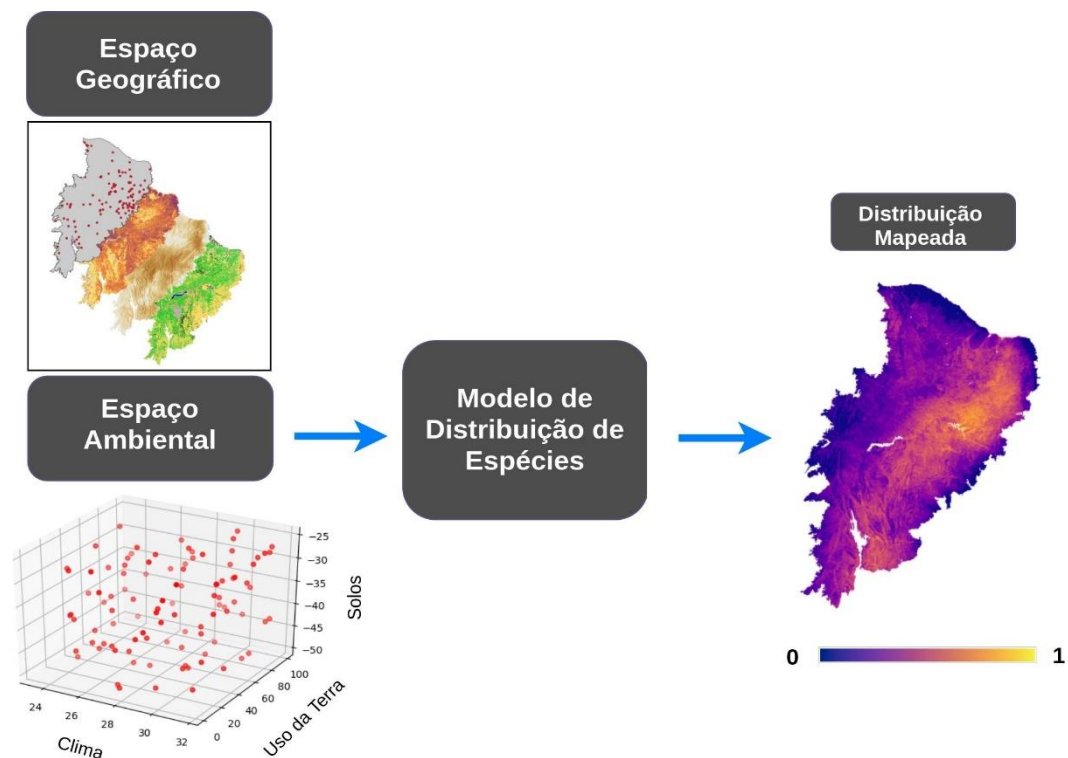
Joseph Grinnell (1917) ocorrência de uma espécie em um dado habitat depende da disponibilidade de recursos e condições que se combinavam ao comportamento e fisiologia das espécies, descrevendo assim, de forma pioneira, o conceito de nicho. Elton em 1927 ressaltou que o termo nicho está mais relacionado com a interação entre espécies do que com fatores abióticos. Posteriormente, o termo nicho foi aprimorado por Hutchinson (1957) que definiu nicho definido como um volume "n-dimensional", que considera todos os fatores que podem influenciar na existência de uma espécie, sejam eles bióticos ou abióticos. O conceito de Hutchinson (1957) trouxe avanço matemático e possibilidade de estimar a distribuição geográfica das espécies com base nas n-condições abióticas que afetavam o nicho, embora continue a lacuna de modelos matemáticos com possibilidades de inclusão de informações sobre interações bióticas.

Finalmente, Soberón e Peterson (2005) propuseram três diagramas para relacionar o nicho à presença de espécies no espaço geográfico. O primeiro diagrama representa a área com fatores abióticos adequados, ou seja, o nicho fundamental. O segundo diagrama representa a área sob efeito dos fatores bióticos, enquanto a interseção dos dois diagramas

representa o nicho realizado. Finalmente, o terceiro diagrama representa a área acessível à espécie, enquanto a interseção entre os três diagramas representa a área de distribuição da espécie (SOBERÓN; PETERSON, 2005).

Esse conhecimento teórico é a base dos Modelos de Distribuição Potencial de Espécies (MDPE) que são ferramentas que relacionam dados de presença/ausência com variáveis ambientais relevantes para os mapas de probabilidade de ocorrência de espécies (Figura 3). Essa ferramenta vem sendo amplamente utilizada em várias aplicações ecológicas, biogeográficas e de conservação, pois pode identificar a distribuição potencial de espécies invasoras, mapear a distribuição futura das espécies frente às mudanças ambientais, identificar lacunas de amostragem e planejar a reintrodução de táxons nativos (ARAÚJO *et al.*, 2019; GUILLERA-ARROITA *et al.*, 2015). Há basicamente quatro etapas na elaboração desses modelos: 1. Aquisição dos Dados; 2. Calibração do Modelo; 3. Validação e 4. Projeção.

Figura 3 – Modelo de distribuição potencial de espécies.



Fonte: Elaborada pelo autor

Legenda: As variáveis predictoras e resposta são obtidas no espaço geográfico e projetadas no espaço ambiental.

Relações entre os preditores e a ocorrência das espécies são traçadas e reprojetaadas no espaço geográfico.

2.2.1 Registros de história natural

Modelos de Distribuição Potencial de Espécies (MDPE) dependem de variáveis respostas, como abundância, taxa de crescimento, presença e ausência de espécies. Em contraste com as demais categorias de dados, atualmente apenas dados de ocorrência de espécies são amplamente disponíveis, principalmente devido ao acesso livre de várias fontes (e.g., museus, herbários, pesquisas de campo e naturalistas amadores) proporcionado por instituições que os compilam, tais como o *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) (<https://www.gbif.org/>) (EDWARDS *et al.*, 2000), que atingiu 1,60 bilhões de registros de ocorrência em 2020 (GBIF; acessado em 1 de setembro de 2020).

Apesar de estarem disponíveis e serem amplamente utilizados, dados de ocorrência muitas vezes possuem problemas espaciais, temporais e taxonômicos (MALDONADO *et al.*, 2015). Problemas espaciais (déficit Wallaceano) são decorrentes do desconhecimento sobre os limites da distribuição da espécie no espaço geográfico e ambiental devido a lacunas de amostragens ou por erros operacionais, como coordenadas incorretas (TESSAROLO *et al.*, 2014). Dados de ocorrência muito antigos também podem não representar mais a distribuição da espécie, pois esta já pode ter sua área reduzida devido a distúrbios antropogênicos ou naturais, portanto o período das variáveis preditoras deve corresponder em média ao mesmo período da variável resposta. Meyer *et al.* (2016) avaliaram que 62% das espécies de plantas não têm dados de coleta desde 1990, dificultando ainda mais a capacidade de prever mudanças na distribuição com o tempo.

Outro problema que confere incerteza aos dados de ocorrência são problemas de identificações taxonômica das espécies (déficit Lineano) que podem ser decorrentes de desatualizações na nomenclatura ou por identificação não confirmada por especialistas. Apesar dessas lacunas Araújo *et al.* (2019) ressaltaram que problemas relacionados a variáveis resposta são mais facilmente contornados que problemas na elaboração e validação do modelo ou nas variáveis preditoras, pois podem ser solucionados através e/ou checagem no campo de pontos de ocorrência das espécies, levantamento fotográfico, análise de DNA ou da expertise do pesquisador num dado grupo taxonômico para diminuir os erros de identificação das espécies.

2.2.2 Variáveis ambientais

Variáveis ambientais ou variáveis preditoras são usadas para tentar verificar a relação entre o ambiente e a distribuição das espécies. Essas variáveis podem ser derivadas de dados de sensoriamento remoto, interpolação de dados pontuais ou de modelagem e tem se tornado cada vez mais usuais. Porém, a seleção das variáveis ambientais mais adequadas ainda são controversas. Peterson e Nakazawa (2008) alertaram que para alcançar realismo ecológico é necessário incorporar variáveis de causa e efeito.

Deve-se evitar o uso de variáveis de efeitos indiretos, como, por exemplo, altitude e latitude (PETITPIERRE *et al.*, 2017). Como exemplo de variável de preditora de interações biológicas tem sido usado a distribuição das espécies (PALACIO; GIRINI, 2018). Porém, deve-se ter o cuidado com a análise das escalas de distribuição e tempo (tamanho do píxel, extensão e data) que os processos ecológicos ocorreram (ARAÚJO *et al.* 2019). Os modeladores devem lidar ainda com a correlação das variáveis ambientais, pois variáveis muito correlacionadas podem confundir o modelo, ou seja, o algoritmo não conseguirá identificar qual a variável de maior importância, por isso recomenda-se variáveis com R de pearson inferior a 0,7 para diminuir a colinearidade dos preditores (BRUN *et al.*, 2020; DORMANN *et al.*, 2013).

2.2.3 Algoritmos de modelagem

Existem muitos algoritmos capazes de gerar modelos de distribuição potencial de espécies. ARAÚJO *et al.*, (2019) analisou 400 artigos publicados entre 1995 e 2015 e verificou que não há consenso de qual o melhor algoritmo, em média, 34 algoritmos diferentes). Portanto, é recomendável usar mais de um algoritmo para que se tenha ideia da consistência dos resultados gerados (THUILLER *et al.*, 2019). Tais algoritmos podem ser classificados em três tipos: perfil (Bioclim, Domain e Distância de Mahalanobis), regressão (*General Linear Models, General Additive Models*) e aprendizado de máquina (Máxima Entropia, *Generalized Boosted Models, Random Forests, Support Vector Machines, Multivariate Adaptive Regression Splines, Artificial Neural Networks, Classification Tree Analysis*), sendo os métodos de perfil aqueles que usam apenas dados de presença e os métodos de regressão e aprendizado de máquina usam dados de presença/ausência ou de fundo (ELITH; LEATHWICK, 2009).

O principal desafio na construção dos modelos consiste em considerar a complexidade do modelo (ARORA; BARAK, 2009), ou seja, a quantidade de recursos para gerar respostas. Essa complexidade é definida conforme o objetivo da modelagem, por exemplo, se o objetivo é explicação, modelos mais complexos e ajustados aos dados são bons, mas se pretende-se transferir o modelo através do tempo ou espaço, como em avaliação de mudanças climáticas e de espécies invasoras, modelos muito ajustados produzem respostas enganosas (BRUN *et al.*, 2020; GARCÍA-CALLEJAS; ARAÚJO, 2016).

2.2.4 Avaliação dos modelos

A avaliação da qualidade é uma das etapas de modelagem geralmente realizada com métodos de validação cruzada (*Cross-validation*; ARAÚJO *et al.*, 2019), tais como: 1) porcentagem dos dados de ocorrência é omissa durante o treinamento do modelo (*holdout*), 2) usados ora para treinamento, ora para teste (*k-fold*) ou 3) ainda *leave-one-out*, um tipo de *k-fold* em que o *k* (o número de vezes que os dados serão divididos) é igual ao tamanho da amostra. O uso desses procedimentos garante que as amostras de teste e validação tenham certa independência. Além disso, na validação, dados de validação mais distantes dos de treinamento minimizam o efeito da primeira lei da geografia: "Todas as coisas estão relacionadas com todas as outras, mas coisas próximas estão mais relacionadas do que coisas distantes" (VALAVI *et al.*, 2019).

Modelos de distribuição de espécies, estão sujeitos a duas categorias de erros: omissão e comissão, por exemplo, omissão é quando no mundo real a espécie ocorre na área, mas o algoritmo classifica como ausente (Falso Negativo - FN) e comissão é quando a espécie não está presente, mas o classificador informa que está (Falso Positivo - FP) (GIANNINI *et al.*, 2012). Acertos nos modelos podem ser de dois tipos: Verdadeiros Positivos (VP), ou seja quando o modelo e o conjunto de dados real concordam que a espécie está presente e Verdadeiros Negativos (VN), isto é, quando ambos concordam que a espécie está ausente. Esses erros e acertos estão compilados em uma tabela, a matriz de confusão (Tabela 1).

Tabela 1 – Matriz de Confusão

Valores Preditos	Valores Observados		
	Positivo	Negativo	Total
Positivo	VP	FP	VP+FP
Negativo	FN	VN	FN+VN
Total	VP+FN	FP+VN	

Fonte: Elaborada pelo autor.

Legenda: Os erros podem ser de dois tipos, Falso Negativo (FN) e Falso Positivo (FP), assim como os acertos, que podem ser Verdadeiros Positivos (VP) e Verdadeiros Negativos (VN).

Estatísticas de desempenho podem ser determinadas através da matriz de confusão, como, por exemplo, taxa de classificação correta, sensibilidade (capacidade do modelo em acertar presenças) e especificidade (capacidade do modelo em acertar ausências) e precisão (FIELDING; BELL, 1997). No entanto, como essas métricas dependem da prevalência, devem ser interpretadas com cautela. Além dessas métricas, há outros índices comumente usados, como a *True Skill Static* - TSS (ALLOUCHE *et al.*, 2006) e Kappa (COHEN, 1960), ambas com variam de 0 a 1. Zurell *et al.* (2020) ressaltaram que ao usá-las, é necessário informar qual o fator de corte ou se abordagens de otimização foram aplicadas (e.g. maxTSS). A AUC é outra medida bastante utilizada seus valores variam de 0 a 1, sendo o limiar que separa modelos melhores e piores que um modelo aleatório igual a 0,5. Apesar dessas métricas propostas, não se sabe qual a melhor, mas há necessidade de documentar qual a métrica usada, assim como suas interpretações (ZURELL *et al.*, 2020; ARAÚJO *et al.*, 2019)

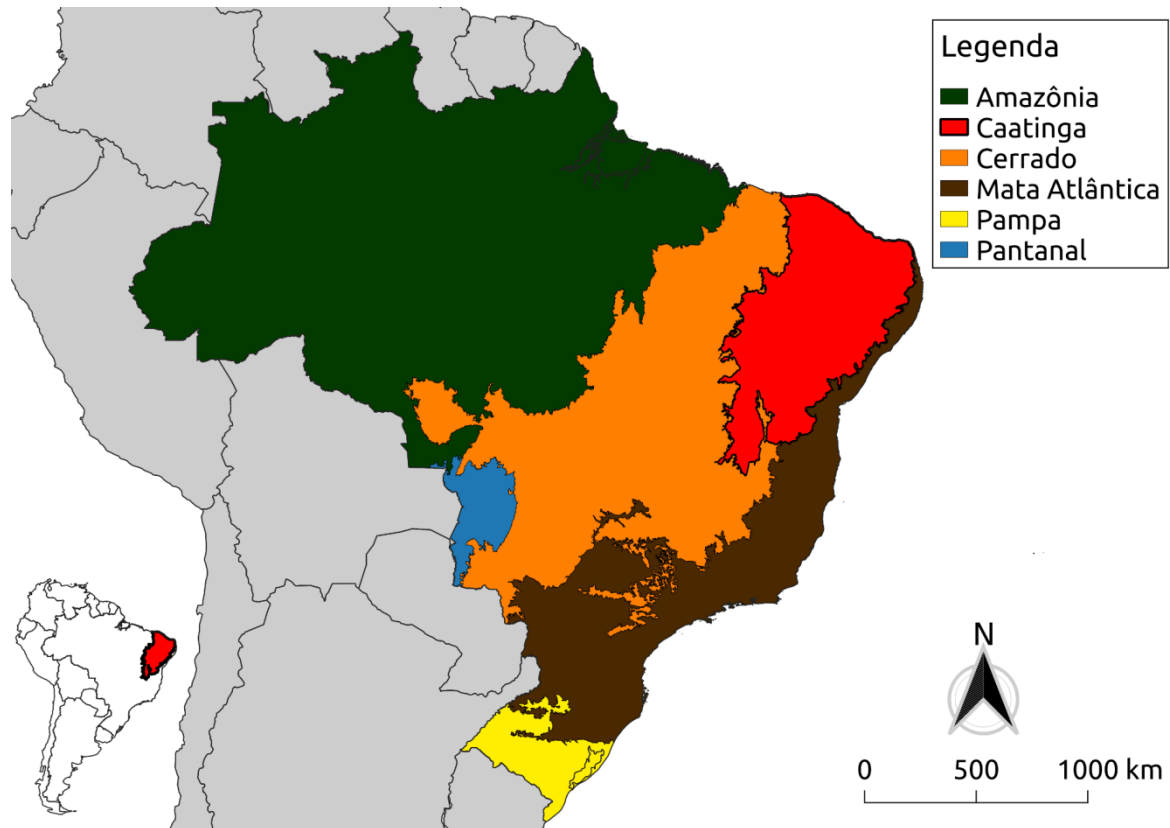
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Entre as regiões semiáridas do mundo, encontra-se o domínio fitogeográfico da Caatinga, que se estende entre os 3 ° e 8 ° latitude sul no nordeste do Brasil (IBGE, 2019). Em geral, a maior parte da região recebe precipitação (400 - 700 mm) abaixo da evapotranspiração potencial (1500 - 2000 mm), mas não tão baixa quanto a de um clima árido *stricto sensu* (SAMPAIO, 1995; SOUZA *et al.*, 1992). As chuvas são irregulares espacial e temporalmente, concentradas no primeiro semestre do ano, geralmente entre os meses de janeiro a maio. No restante do ano, a região apresenta deficiência hídrica que pode variar entre 7 a 11 meses (SOUZA *et al.*, 1992). Além disso, períodos de seca com duração de 3 a 5 anos são frequentes, razão pela qual a região também é conhecida, no Brasil, como polígono das secas (MARENGO; BERNASCONI, 2015). As temperaturas são elevadas com médias anuais tipicamente acima de 24 °C, geralmente entre 26-28 °C (SOUZA *et al.*, 1992).

Pela predominância do clima semiárido na região (*BSh*, Sistema de Koppen, ALVARES *et al.*, 2014), a Caatinga está incluída globalmente na ecorregião de desertos e arbustarias xéricas xerófilos (OLSON *et al.*, 2001). No entanto, devido às convergências ecológicas com outras comunidades adaptadas à restrição hídrica e à existência de táxons compartilhados com essas comunidades, ainda que esteja geograficamente distante, a caatinga tem sido incluída no bioma Florestas Tropicais Sazonalmente Secas, sendo o maior núcleo no neotrópico, com cerca de 800.000 km² (MORO *et al.*, 2016). Na classificação climática de Gardner *et al.* (2020), o nordeste semiárido do Brasil está classificado como Savana Tropical, o que corresponde a áreas com estação de crescimento curta e precipitação inferior às áreas de clima tropical mais úmido (i.e., cerrado e savanas africanas).

Figura 4 – Localização dos domínios Fitogeográficos brasileiros em relação à América do Sul.



Fonte: Elaborada pelo autor

Legenda: Destaque para a Caatinga (em vermelho), área de estudo

Diferentes cenários apontam que até 2040 a temperatura média no semiárido brasileiro terá um acréscimo de 0,5 a 1 °C, enquanto a precipitação terá decréscimo entre 10% a 20% (NOBRE *et al.*, 2014). Os prognósticos mostram um aumento gradual na temperatura de cerca de 1,0 a 2,5 °C, ao passo que as chuvas diminuirão de 25% a 35% até 2070 (GUIMARÃES *et al.*, 2016). Estima-se que até o final do século XXI haverá um aumento de temperatura entre 3,5° (cenário otimista) e 4,5 °C (cenário pessimista) e uma diminuição de 40 a 50% na precipitação (GUIMARÃES *et al.*, 2016). Tais mudanças acarretarão aumento do déficit hídrico, ocasionando alterações no funcionamento dos se com impactos negativos ainda imprevisíveis sobre a biodiversidade terrestre e aquática do semiárido brasileiro (SILVA *et al.*, 2017).

Nesse contexto, a flora da Caatinga apresenta-se como um bom estudo de caso para estimar os impactos das mudanças climáticas sobre a distribuição das plantas lenhosas arbustos e árvores. É uma das regiões do Brasil que possui um dos menores Índices de

Desenvolvimento Humano (IDH), com valor médio de 0,59, ou seja, inferior à média nacional (SILVA *et al.*, 2017). As espécies vegetais possuem um papel crucial na oferta de serviços ecossistêmicos sobretudo para as populações mais pobres da zona rural, pois são essenciais para fornecimento de lenha, carvão, alimento para as criações animais e remédios naturais (SILVA *et al.*, 2017; GARIGLIO *et al.*, 2010; ALBUQUERQUE *et al.*, 2007).

3.2 Seleção das espécies arbustivas-arbóreas e dados de ocorrência

Selecionamos 36 espécies lenhosas para este estudo de caso (Tabela 2) que ocorrem em ao menos 25% dos levantamentos e possuem ampla distribuição no semiárido brasileiro (MORO *et al.*, 2014). Para modelar a distribuição futura de tais espécies em cenários de aumento de aridez, compilamos os dados de ocorrência de todas as espécies obtidos a partir de três bases de dados: GBIF (<https://www.gbif.org/>), *SpeciesLink* (<http://splink.cria.org.br/>) e Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira (SIBBR) (<https://www.sibbr.gov.br/>). Para a adequação dos registros foram removidas as coordenadas sem georreferenciamento ou repetida, assim como coordenadas fora do domínio Fitogeográfico da Caatinga propostos por IBGE (2019). Posteriormente, a partir dos dados do ano de registro da ocorrência da planta nas bases de dados consultadas e sobreposição com as classes dos mapas de cobertura vegetal, uso e ocupação do solo do Mapbiomas 4.1 (<https://mapbiomas.org/>) da data da coleta, removeu-se também pontos que caíram cidades ou corpos d'água (SOUZA *et al.* 2020b). Finalmente, atualizamos os binômios das espécies conforme o pacote Flora em R 3.6 (CARVALHO, 2020; R Core Team, 2021).

Como os dados de distribuição de espécies são enviesados no tempo e no espaço devido à falta de padronização do registro de coordenadas geográficas número das coletas, optamos por uma amostragem sistemática de pontos de forma a manter apenas um ponto em cada grade de 1 km. Finalmente salvamos os dados em formato *Comma-separated values* (csv) com coordenadas em graus decimais e datum *World Geodetic System 1984* (WGS84). Todos esses procedimentos foram realizados em ambiente Python 3.6 usando os pacotes Geopandas, Pandas, Rasterio (RASTERIO 2021; JEFF REBACK *et al.*, 2020) e em R 3.6 através dos pacotes Raster, Dismo e sf (R Core Team, 2021; HIJMANS, 2021; PEBESMA, 2018; HIJMANS; ELITH 2017).

Tabela 2 – Lista espécies arbustivas e arbóreas da caatinga.

Nome Científico	Família
<i>Astronium urundeuva</i> Allemão	Anacardiaceae
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Anacardiaceae
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	Anacardiaceae
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC.	Apocynaceae
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart. e Zucc.	Apocynaceae
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae
<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	Boraginaceae
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Boraginaceae
<i>Varronia leucocephala</i> (Moric.) J.S.Mill.	Boraginaceae
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) B.Gillett	Burseraceae
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	Capparaceae
<i>Combretum leprosum</i> Mart.	Combretaceae
<i>Erythroxylum pungens</i> O.E.Schulz	Erythroxylaceae
<i>Cnidocolus quercifolius</i> Pohl	Euphorbiaceae
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Euphorbiaceae
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	Euphorbiaceae
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Euphorbiaceae
<i>Manihot carthagenensis</i> (Jacq.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	Fabaceae
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Fabaceae
<i>Bauhinia pentandra</i> (Bong.) D.Dietr.	Fabaceae
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) E. Gagnon, G.P. Lewis	Fabaceae
<i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	Fabaceae
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Fabaceae
<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	Fabaceae
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	Fabaceae
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Fabaceae
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton e Rose	Fabaceae
<i>Senna rizzinii</i> H.S.Irwin e Bameby	Fabaceae
<i>Helicteres baruensis</i> Jacq.	Malvaceae
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil., Juss. e C)	Malvaceae
<i>Ximenia americana</i> L.	Olacaceae
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Rhamnaceae
<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae

Fonte: Moro *et al.* (2014)

Legenda: presentes em pelo menos 25% levantamentos fitossociológicos realizados no domínio da Caatinga

3.3 Variáveis ambientais

A seleção das variáveis ambientais para a modelagem foi baseada em trabalhos já realizados que avaliaram o efeito das mudanças climáticas na distribuição de plantas que incorporam também fatores edáficos (STANTON *et al.*, 2012). Nesse contexto, utilizamos

dois grupos de variáveis preditoras: clima e solos. Em grandes escalas espaciais, o clima se sobressai sobre outras variáveis abióticas. No entanto, em escala regional, é importante combinação de clima e solos.

3.3.1 Preditores climáticos

Dois bancos de dados estavam disponíveis CHELSA (<https://chelsa-climate.org>) e WorldClim 2.0 (<https://www.worldclim.org/data/>) (KARGER *et al.*, 2017; FICK; HIJMANS, 2017). A diferença entre esses dois dados estão principalmente em seu período de aquisição. O CHELSA, foi elaborado usando variáveis meteorológicas de 1979 a 2013, totalizando 34 anos de dados. O WorldClim 2.0, utilizou dados de 1970 até 2000, totalizando 30 anos (FICK; HIJMANS, 2017; KARGER *et al.*, 2017). Optamos por utilizar o banco de dados do CHELSA porque foi compilado até 2013 e assim representam melhor a dinâmica do clima atual. Além disso, como dados de ocorrência de espécies são predominantemente das três últimas décadas, dados climáticos recentes potencialmente produzirão modelos com melhor ajuste.

Selecionamos as 19 variáveis bioclimáticas do CHELSA (Tabela 3) que são derivadas dos valores de temperatura e precipitação, pois conforme HIJMANS *et al.* (2005) tratam-se de dados mais significativos para as espécies de plantas. As variáveis foram analisadas para remoção de possíveis colinearidades. Para isso amostramos 5000 pixels aleatoriamente e realizamos uma análise estatística de correlação de *pearson* e consideramos correlacionadas as variáveis com $0,7 \geq r \geq -0,7$.

Para elaborar os cenários climáticos futuros, utilizamos as projeções do *Canadian Earth System Model* (CanESM 2), que consiste em um modelo físico do oceano e da atmosfera acoplado a modelos de carbono terrestre e marinho (ARORA *et al.*, 2011). As variáveis temperatura e precipitação simuladas com este modelo para o clima do presente apresentam alta correlação (0,97) com os dados climáticos observados. Além disso, a raiz do erro quadrático médio percentual, uma medida de erro, é baixa quando comparada a outras projeções para a região nordeste (inferior a 2,4%) (GUIMARÃES *et al.*, 2016; SILVEIRA *et al.*, 2013). Selecionamos a *Representative Concentration Pathway* (RCP) 8.5 que considera o pior cenário de mudanças climáticas, com aumento médio de 3,7 graus na temperatura global. Optamos por esse cenário, pois deverá produzir maior variação na área de distribuição das espécies possibilitando visualizar as diferenças de distribuição entre o cenário atual.

Tabela 3 – Variáveis bioclimáticas do CHELSA (<https://chelsa-climate.org>) utilizadas para elaboração dos modelos

Código	Nome da variável	Unidade de medida
BIO1	Temperatura Média Anual do Ar	(°C)/100
BIO2	Amplitude da Temperatura Diurna Média	(°C)/100
BIO3	Isotermalidade	(°C)/100
BIO4	Sazonalidade de temperatura	(°C)/100
BIO5	Temperatura máxima do mês mais quente	(°C)/100
BIO6	Temperatura mínima do mês mais frio	(°C)/100
BIO7	Faixa anual de temperatura	(°C)/100
BIO8	Temperatura média do trimestre mais úmido	(°C)/100
BIO9	Temperatura média do trimestre mais seco	(°C)/100
BIO10	Temperatura média do trimestre mais quente	(°C)/100
BIO11	Temperatura média do trimestre mais frio	(°C)/100
BIO12	Precipitação anual	kg/m ²
BIO13	Precipitação do mês mais chuvoso	kg/m ²
BIO14	Precipitação do mês mais seco	kg/m ²
BIO15	Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)	kg/m ²
BIO16	Precipitação do trimestre mais úmido	kg/m ²
BIO17	Precipitação do trimestre mais seco	kg/m ²
BIO18	Precipitação do trimestre mais quente	kg/m ²
BIO19	Precipitação do trimestre mais frio	kg/m ²

Fonte: Chelsa (2021)

3.3.2 Preditores edáficos

Dados globais de solo (<https://soilgrids.org>) foram obtidos e filtrados para a extensão da Caatinga. O uso de variáveis edáficas justifica-se devido à heterogeneidade edáfica da região (SAMPAIO, 1995) e sua influência na distribuição da flora (MORO *et al.*, 2016; MORO *et al.*, 2014). Seleccionamos sete variáveis de solo que representam suas características físicas (Tabela 4), pois as mudanças climáticas podem modificar substancialmente os atributos químicos. Além disso, essas variáveis são um *proxy* para a quantidade de água no solo atualmente e no futuro. Os dados de solo foram retirados do banco de dados do SoilsGrids (<https://soilgrids.org>) (HENGL *et al.*, 2017) com resolução espacial de 250 m. Tais variáveis estão segmentadas por profundidade e variam de 0 a 200 cm. Mantivemos a resolução em todos os dados de entrada e reamostramos as camadas para 1 km usando o método bilinear. Garantimos que as variáveis não estivessem correlacionados amostrando 5000 pixels aleatoriamente e realizamos o teste de correlação de *pearson* para

cada variável, por classe de profundidade e, posteriormente, entre as variáveis com fator de corte $0,7 \geq r \geq -0,7$.

Tabela 4 – Variáveis edáficas analisadas para escolha dos preditores de solo do modelo.

Código	Nome da Variável	Unidade de Medida
SNDPPT	conteúdo de areia	porcentagem (%)
CLYPPT	conteúdo de argila	porcentagem (%)
SLTPPT	conteúdo de silte	porcentagem (%)
CRFVOL	fragmentos grossos volumétricos	porcentagem (%)
BLDFIE	fragmentos finos	kg/m ³
BDRICM	profundidade absoluta até a rocha matriz	Centímetros
BDRLOG	Probabilidade de Ocorrência do Horizonte R	Adimensional

Fonte: Soilsgrids (2021)

Legenda: Disponíveis para diferentes profundidades: 0 - 5 cm, 5 - 15 cm, 15 - 30 cm, 30 - 60 cm, 60 - 100 cm e 100 - 200 cm, no banco de dados do SoilsGrids (<https://soilgrids.org>).

3.4 Modelos de distribuição potencial de espécies

Existem vários algoritmos para elaboração dos modelos de distribuição de espécies. É consenso entre os autores que a implementação de mais de um algoritmo é preferencial em detrimento de um único. Nesse contexto, o pacote *Stacked Species Distribution Models* (SSDM) possui nove algoritmos: GAM, GLM, MARS, CTA, GBM, Maxent, ANN, RF e SVM (SCHMITT *et al.*, 2017). Construimos cada modelo seguindo suas especificações padrão em ambiente R 3.6 (R Core Team, 2020).

Para produzir conjuntos de dados de ocorrência de validação e treinamento usamos abordagens de *Cross-validation* (veja ROBERTS *et al.*, 2017) em que o conjunto de dados é particionado em dobras (k), sendo utilizados ora de treinamento, ora para teste dos modelos. Para acessar a acurácia utilizamos duas medidas TSS e AUC (ALLOUCHE *et al.*, 2006). Selecionamos o melhor modelo para cada uma das espécies baseado na combinação do maior valor de TSS e AUC, em que considera-se serem bons modelos se AUC e TSS > 0,5 (veja LIU *et al.*, 2005). Após a seleção, construimos mapas binários de presença e ausência de espécies usando o limiar que maximiza a soma da especificidade e sensibilidade (veja VELAZCO *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2005).

Para compreender a importância das variáveis ambientais em prever os registros de ocorrência, utilizamos uma abordagem jackknife, em que um modelo com todas as

variáveis é calculado e depois cada uma delas é sistematicamente omissa para gerar novos modelos (ROBERTS *et al.*, 2017). Posteriormente calculam-se métricas de precisão TSS e AUC de todos os modelos e a variável que produziu melhores modelos, quando utilizada, e piores modelos, quando omitida, é a variável de maior importância (PHILLIPS *et al.*, 2006).

Contamos o número de pixels de presença da espécie nas condições atuais e futuras. Verificamos as mudanças no habitat através do $\ln(PF/PA)$, em que PF - presença futura e PA - presença atual, pois essa equação permite equilibrar a perda/ganho de pixels por espécies amplamente distribuídas ou de distribuição rara. De acordo com essa equação, valores positivos indicam ampliação na área de distribuição, valores negativos indicam perda de área e valores nulos indicam que não ocorreu variação.

Após a aplicação dos modelos de distribuição, analisamos traços funcionais de efeito e de resposta das espécies para associarmos tais traços com os modelos de distribuição e termos, maior consistência sobre a vulnerabilidade ou não de terminadas espécies às mudanças climáticas.

3.5 Traços funcionais de plantas

Traços funcionais são características morfológicas, fisiológicas e fenológicas que indiretamente indicativas do *fitness*, ou seja, o do crescimento, reprodução e sobrevivência (VIOLE *et al.*, 2007). Podem ser classificados em duas categorias, efeito e resposta, traços resposta são aqueles cujo atributo respondem às mudanças nas condições ambientais (e.g. mudança do atributo frente a aumento da precipitação), enquanto os traços de efeito são aqueles que podem afetar a comunidade e o ecossistema (LAVOREL; GARNIER, 2002). Para entender os efeitos das mudanças climáticas na biodiversidade, os traços de efeito e de resposta devem ser rigorosamente monitorados (PEREIRA *et al.*, 2013).

Foram obtidos nove atributos funcionais (Tabela 5) que cobrem vários aspectos da história de vida das plantas. A Altura Máxima (*Maximum Height* - Hmax) está relacionada a competição e dispersão, pois plantas mais altas captam mais luz e dispersam propágulos a longas distâncias (MOLES *et al.*, 2009), no entanto, também foi relatada como bom preditor indireto da mortalidade durante uma seca extrema (STOVALL *et al.*, 2019). O Tamanho da Folha (*Leaf Size* - LS) está relacionado à interceptação de luz, a trocas gasosas e de água (PÉREZ- HARGUINDEGUY *et al.*, 2016). Plantas com maior LS tendem também a ter crescimento mais rápido, pois necessitam de menos investimento em galhos e ramos lenhosos

(NIINEMETS *et al.*, 2007). Plantas com maior Espessura Foliar (*Leaf Thickness* - Lth) tendem a suportar locais pobres em nutrientes e com restrições hídricas e tendem a apresentar, maior longevidade foliar (VILE *et al.*, 2005). Alta Área Foliar Específica (*Specific Leaf Area* - SLA) pode se relacionar com os custos de construção da folha, pois folhas com menor SLA possuem maior custo de construção (PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2016; WRIGHT; WESTOBY; REICH, 2002). O tamanho da semente (*Seed Size* - SS) relaciona-se a dispersão e sobrevivência, espécies com sementes grandes tendem a possuir baixa capacidade de dispersão, mas maior taxa de sobrevivência por acumular maior quantidade de reservas nos cotilédones (MOLES; WESTOBY, 2006).

O Comprimento do Pecíolo (*Petiole Length* - PL) pode mediar a competição entre plantas, pois regula a sobreposição entre folhas e a disponibilidade de luz, além disso, está relacionado com o tamanho da folha e a adaptação da planta a ambientes secos (NIINEMETS *et al.*, 2007). A Densidade Específica do Caule (*Stem Specific Density* - SSD) relaciona-se com a resistência mecânica a agentes bióticos, assim como segurança hidráulica, crescimento lento, alta sobrevivência e descreve o quanto de carbono é armazenado por volume do caule (JOHNSON *et al.*, 2012; CHAVE *et al.*, 2009). O Conteúdo de Matéria Seca no Caule (*Twig Dry-Matter Content* - TDMC) indica inflamabilidade da planta, especialmente a condução do fogo após a queima (PÉREZ- HARGUINDEGUY *et al.*, 2016).

A Quantidade de Água Saturada no Caule (*Water Saturated Content* - WCsat) descreve o uso de água pelas plantas, ou seja, a eficiência em armazenar água, por isso está relacionada com a evapotranspiração e resposta da planta à seca (SCHULZE *et al.*, 1988). Tais atributos foram compilados de dados ainda não publicados de projetos de pesquisas do Laboratório de Fitogeografia da Universidade Federal do Ceará sob a coordenação da Professora Francisca Soares de Araújo em levantamentos de campo, coletados da literatura (SOUZA *et al.*, 2020a; SFAIR *et al.*, 2018; LORENZI *et al.*, 2009; LOIOLA *et al.*, 2007; VAZ; TOZZI, 2005; LORENZI *et al.*, 1998; LORENZI *et al.*, 1992; WUNDERLING, 1982) ou foram estimados usando fotografias de acervos de herbários virtuais.

3.6 Análises estatísticas

Verificamos a colinearidade entre os atributos funcionais utilizando análise de correlação de pearson, em que consideramos não correlacionados se os atributos tivessem r-pearson entre $> 0,7$ e $< -0,7$. Para visualizar como as espécies se agrupam em relação aos

traços funcionais realizamos uma análise de Componentes Principais (PCA). Estas análises foram realizadas em R 3.6 (R Core Team, 2020).

Construímos árvores filogenéticas usando o pacote V.PhyloMaker, pois pode gerar filogenias abrangentes de plantas com sementes através de dados moleculares disponíveis publicamente com informações simples sobre as espécies (nome científico, família e gênero) e finalmente, usamos a correlação filogenética de espécies para corresponder a uma estrutura de browniana (PARADIS, 2012). Todas essas análises foram feitas em R 3.6, os pacotes usados foram V.PhyloMaker e nlme (PINHEIRO *et al.*, 2021; JIN; QIAN, 2019).

Relacionamos atributos funcionais com a variação do número de pixels ocupados pelas espécies e o tamanho da distribuição atual. Para isso, fizemos uma regressão múltipla de mínimos quadrados generalizada filogenética (GLS - *Generalized Least Squares*), em que as variáveis preditoras eram os traços das espécies e as variáveis respostas eram a variação do Número de Pixels $\ln(PF/PA)$, Número de Pixels ocupados no clima atual. Essa análise foi realizada para diminuir o efeito da proximidade filogenética entre espécies sobre os traços funcionais, pois espécies aparentadas podem ter valores de atributo similares (PARADIS, 2012).

Tabela 5 – Traços Funcionais e formas de medição

Traços Funcionais	Medição	Fonte
Altura Máxima da Planta (m) - Hmax	O maior indivíduo amostrado foi considerado.	Dados não publicados do Laboratório de Fitogeografia; Souza <i>et al.</i> , 2020a; Sfair <i>et al.</i> , 2018; Lorenzi <i>et al.</i> , 2009; Lorenzi <i>et al.</i> , 1998; Lorenzi <i>et al.</i> , 1992.
Área Foliar (mm ²) - LS	Mediu-se duas a dez folhas por indivíduo, conforme Perez-Harguindeguy <i>et al.</i> (2016) e calculou-se a média dos indivíduos. Mediu-se duas a dez folhas (ou folíolos) por indivíduo, conforme Perez-Harguindeguy <i>et al.</i> (2016) e calculou-se a média dos indivíduos.	Dados não publicados do Laboratório de Fitogeografia; Souza <i>et al.</i> , 2020a; Sfair <i>et al.</i> , 2018.

Espessura Foliar (mm) - Lth	Mediu-se duas a dez folhas por indivíduo, conforme Perez-Harguindeguy <i>et al.</i> (2016) e calculou-se a média dos indivíduos. Mediu-se duas a dez folhas (ou folíolos) por indivíduo, conforme Perez-Harguindeguy <i>et al.</i> (2016) e calculou-se a média dos indivíduos.	Dados não publicados do Laboratório de Fitogeografia, Sfair <i>et al.</i> , 2018.
Área Foliar Específica (mm ² /mg) - SLA	Mediu-se duas a dez folhas por indivíduo, conforme Perez-Harguindeguy <i>et al.</i> (2016) e calculou-se a média dos indivíduos. Mediu-se duas a dez folhas (ou folíolos) por indivíduo, conforme Perez-Harguindeguy <i>et al.</i> (2016) e calculou-se a média dos indivíduos.	Dados não publicados do Laboratório de Fitogeografia, Sfair <i>et al.</i> , 2018.
Tamanho da Semente (cm) - SS	Estimamos o maior comprimento da semente usando exsicatas ou o tamanho do fruto.	Lorenzi <i>et al.</i> , 2009; Loiola <i>et al.</i> , 2007; Vaz; Tozzi, 2005; Lorenzi <i>et al.</i> , 1998; Lorenzi <i>et al.</i> , 1992; Wunderling, 1982.
Comprimento do Pecíolo (mm) - PL	Mediu-se duas a dez amostras por indivíduo, conforme Perez-Harguindeguy <i>et al.</i> (2016) e calculou-se a média dos indivíduos.	Dados não publicados do Laboratório de Fitogeografia
Densidade Específica do Caule (mg/mm ³) - SSD	O protocolo de coleta foi realizado conforme Perez-Harguindeguy <i>et al.</i> (2016) e calculou-se a média dos indivíduos.	Dados não publicados do Laboratório de Fitogeografia; Souza <i>et al.</i> , 2020a
Conteúdo de Matéria Seca no Caule (mg/g) - TDMC	O protocolo de coleta foi realizado conforme Perez-Harguindeguy <i>et al.</i> (2016) e calculou-se a média dos indivíduos.	Dados não publicados do Laboratório de Fitogeografia
Quantidade Saturada de Água no Caule (%) - WCsat	Foi obtida através de amostras do caule e calculou-se a média dos indivíduos.	Dados não publicados do Laboratório de Fitogeografia

Fonte: Souza *et al.* (2020a); Sfair *et al.* (2018); Lorenzi *et al.* (2009); Loiola *et al.* (2007); Vaz; Tozzi (2005); Lorenzi *et al.* (1998); Lorenzi *et al.* (1992); Wunderling (1982).

4 RESULTADOS

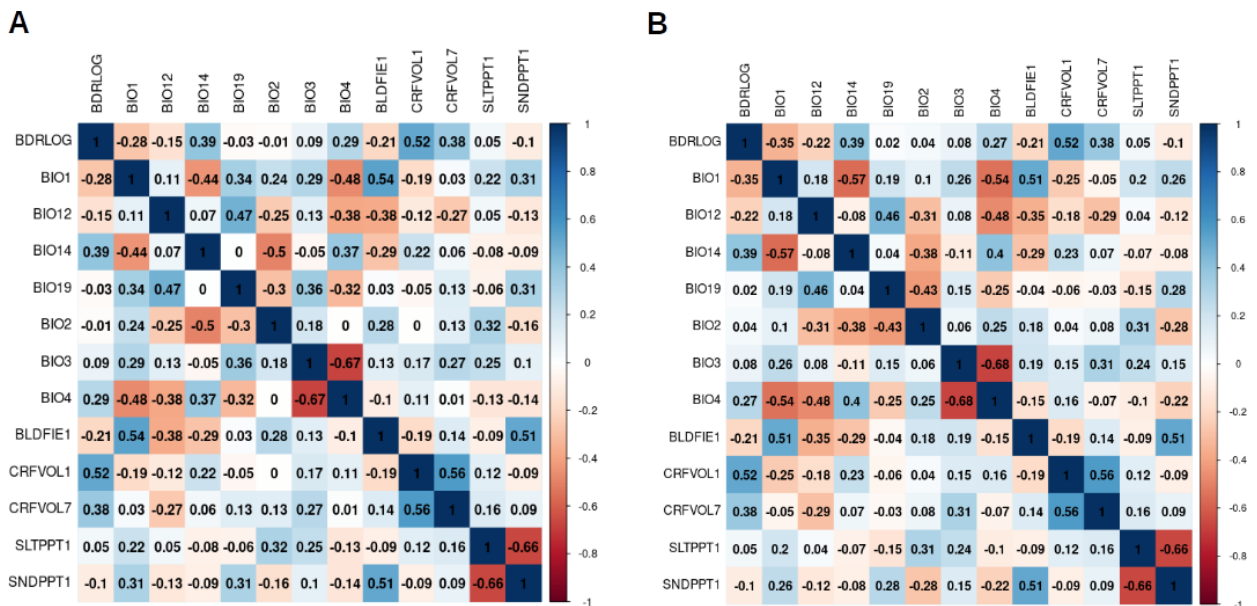
4.1 Padrões de distribuição de espécies e variáveis abióticas

No total obtivemos 12439 dados de ocorrência, com destaque para *Anadenanthera colubrina* (número de registros 896), uma média de cerca de 345,0 dados de ocorrência para cada espécie (ver apêndice A). Do total de variáveis climáticas analisadas (Tabela 3), sete delas não apresentaram correlação significativa (Figura 5), foram elas: temperatura média anual (BIO1), amplitude da temperatura diurna média (BIO2), isothermalidade (BIO3), sazonalidade de temperatura (BIO4), precipitação anual (BIO12), precipitação do mês mais seco (BIO14) e precipitação do trimestre mais frio (BIO19).

Nas análises de correlação entre às seis variáveis edáficas, a maioria das variáveis estava correlacionada ao longo do perfil, exceto a variável fragmentos grossos volumétricos de rocha, em que as profundidades 0 - 5 cm e 100 - 200 cm não estavam correlacionadas (Tabela 4). Em virtude disso, elaboramos modelos usando as variáveis: probabilidade de ocorrência do horizonte R, conteúdo de Areia, conteúdo de Silte, fragmentos finos, fragmentos grossos volumétricos de rocha para as profundidades 0-5 cm e 100 - 200 cm. Não houve correlação significativa entre variáveis climáticas e edáficas (Figura 5).

A análise de importância das variáveis mostrou que preditores climáticos são mais importantes que preditores edáficos explicar a distribuição da flora. Dentre os preditores climáticos, as variáveis que apresentaram maior importância foram a Amplitude da temperatura diurna média (BIO2), Sazonalidade de temperatura (BIO4) e Precipitação anual (BIO12). Dentre as variáveis de solo as que mais contribuem são fragmentos grossos volumétricos Rocha e Fragmentos finos nos primeiros centímetros do solo (0 a 5 cm) (Figura 6).

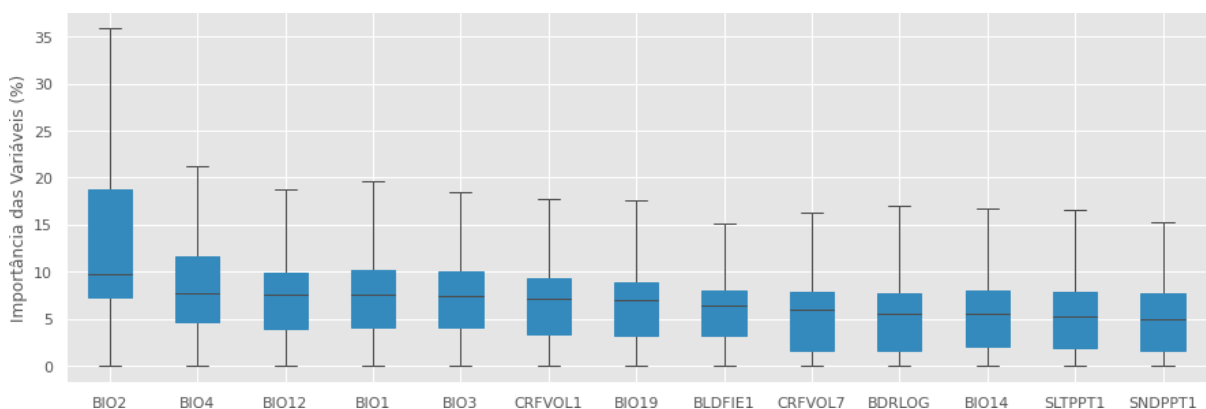
Figura 5 – Correlação de *pearson* entre os preditores do cenário atual (A) e em B correlação dos preditores do cenário futuro (RCP8.5).



Fonte: Elaborada pelo autor

Legenda: Quadrados de cor vermelho-escuro indicam forte correlação negativa, enquanto de azul-escuro indica forte correlação positiva. Nas linhas e colunas constam os nomes de cada variável abiótica, sendo: temperatura média anual (BIO1), amplitude da temperatura diurna média (BIO2), isotermalidade (BIO3), sazonalidade de temperatura (BIO4), precipitação anual (BIO12), precipitação do mês mais seco (BIO14) e precipitação do trimestre mais frio (BIO19), fragmentos finos de rocha (BLDFIE1), fragmentos grossos volumétricos de 0 - 5 cm (CRVOL1), fragmentos grossos volumétricos de 100 - 200 cm (CRVOL7), conteúdo de Silte (SLTPPT1), conteúdo de areia (SNDPPT1), Probabilidade de Ocorrência do Horizonte R (BDRLOG).

Figura 6 – Importância das variáveis predictoras para execução do modelo.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Legenda: os *outliers* foram removidos para melhor visualização e as variáveis foram ordenadas conforme a amplitude da mediana. Em geral, variáveis de clima são mais importantes: amplitude da temperatura diurna média (BIO2), isotermalidade (BIO3), sazonalidade de temperatura (BIO4), enquanto variáveis de solo são menos importantes.

4.2 Modelos de distribuição de espécies

Dentre os algoritmos utilizados, Maxent e RF foram os que obtiveram melhor performance (Figura 7). No entanto, para quatro espécies, SVM se ajustou melhor aos dados de entrada e produziu melhores modelos. Mantivemos apenas os modelos com maiores valores de AUC e TSS. A AUC variou de 0,7 - 0,9, enquanto a TSS variou de 0,3 - 0,8 (Tabela 6). Quanto ao valor de corte para obter mapas de presença e ausência, variou desde 30% a 60% de probabilidade de presença (Tabela 6).

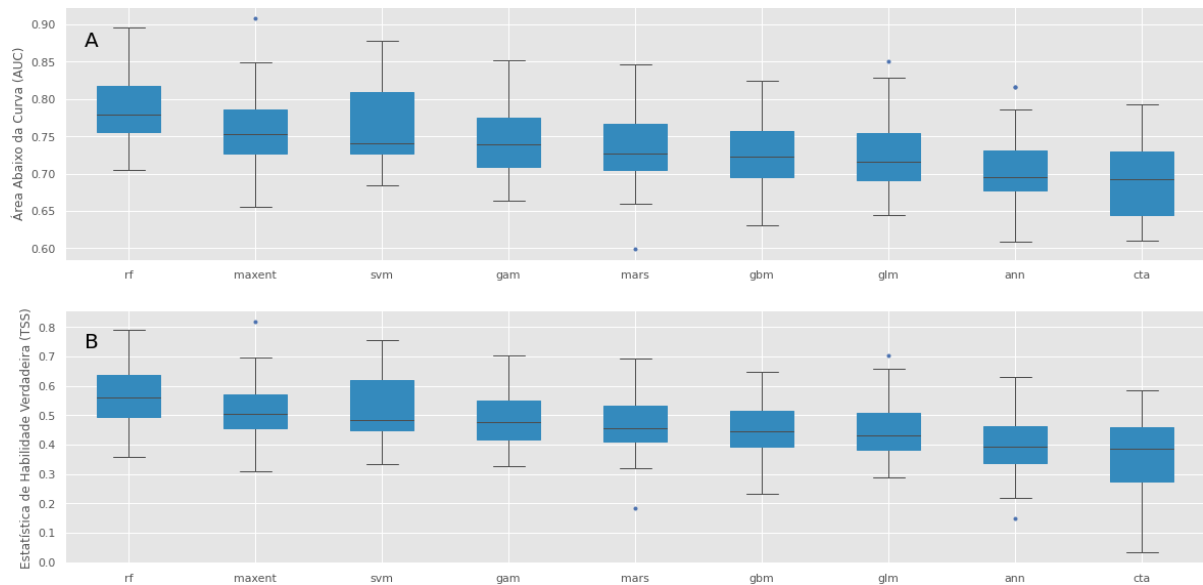
Tabela 6 – Espécies e seus respectivos algoritmos selecionados para o MDPE, fator de corte para obter mapas de presença e Ausência: AUC e TSS.

Nome Científico	Algoritmo	Fator de Corte	AUC	TSS
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	SVM	0,54	0,72	0,45
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	RF	0,56	0,81	0,63
<i>Spondias tuberosa</i>	RF	0,52	0,76	0,53
<i>Aspidosperma multiflorum</i>	RF	0,44	0,88	0,76
<i>Aspidosperma pyriformium</i>	RF	0,51	0,77	0,54
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	RF	0,54	0,78	0,56
<i>Cordia oncocalyx</i>	Maxent	0,48	0,90	0,81
<i>Cordia trichotoma</i>	RF	0,53	0,77	0,55
<i>Varronia leucocephala</i>	RF	0,49	0,84	0,68
<i>Commiphora leptophloeos</i>	RF	0,55	0,75	0,51
<i>Cynophalla flexuosa</i>	RF	0,53	0,74	0,49
<i>Combretum leprosum</i>	RF	0,49	0,83	0,66
<i>Erythroxylum pungens</i>	SVM	0,58	0,87	0,75
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	SVM	0,50	0,84	0,68
<i>Croton blanchetianus</i>	RF	0,59	0,78	0,56
<i>Croton heliotropiifolius</i>	RF	0,51	0,74	0,48
<i>Jatropha mollissima</i>	RF	0,54	0,77	0,55
<i>Manihot carthagenensis</i>	RF	0,51	0,77	0,35
<i>Amburana cearensis</i>	RF	0,52	0,76	0,52
<i>Anadenanthera colubrina</i>	RF	0,50	0,73	0,47
<i>Bauhinia cheilantha</i>	SVM	0,54	0,82	0,64
<i>Bauhinia pentandra</i>	SVM	0,57	0,82	0,65
<i>Cenostigma bracteosa</i>	Maxent	0,45	0,73	0,47
<i>Chloroleucon dumosum</i>	RF	0,53	0,85	0,71
<i>Libidibia ferrea</i>	RF	0,51	0,77	0,54
<i>Luetzelburgia auriculata</i>	RF	0,54	0,84	0,69
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i>	RF	0,54	0,84	0,68
<i>Mimosa tenuiflora</i>	RF	0,56	0,73	0,47
<i>Piptadenia stipulacea</i>	RF	0,51	0,80	0,60

<i>Senegalia polyphylla</i>	RF	0,47	0,78	0,56
<i>Senna rizzinii</i>	Maxent	0,35	0,82	0,64
<i>Helicteres baruensis</i>	Maxent	0,46	0,76	0,53
<i>Pseudobombax marginatum</i>	RF	0,52	0,80	0,60
<i>Ximenia americana</i>	Maxent	0,60	0,72	0,45
<i>Ziziphus joazeiro</i>	RF	0,49	0,72	0,45
<i>Lantana camara</i>	SVM	0,59	0,79	0,58

Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 7 – Avaliação dos MDPE.

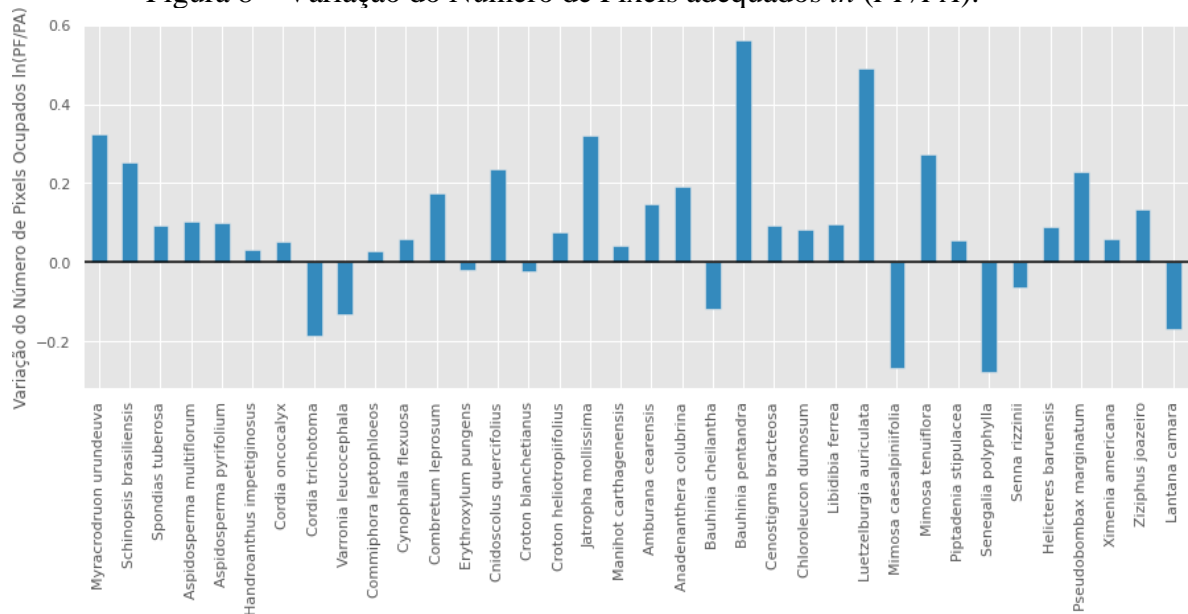


Fonte: Elaborada pelo autor.

Legenda: Maxent e RF foram os algoritmos que produziram valores mais altos de AUC (em A) e TSS (em B).

O número de pixels adequados aumentou em relação ao primeiro cenário para a maioria das espécies (27 espécies). A variação de pixels adequados demonstrou que a maioria das espécies tendem a ampliar sua área (75% das espécies) como é o caso de *Luetzelburgia auriculata*, *Bauhinia pentandra* e *Jatropha mollissima*. Enquanto, nove espécies (25% do total analisado) tendem a diminuir a área de distribuição, sendo as maiores mudanças previstas para *Senegalia polyphylla*, *Mimosa caesalpinifolia* e *Cordia trichotoma* (Figura 8).

Figura 8 – Variação do Número de Pixels adequados $\ln(PF/PA)$.

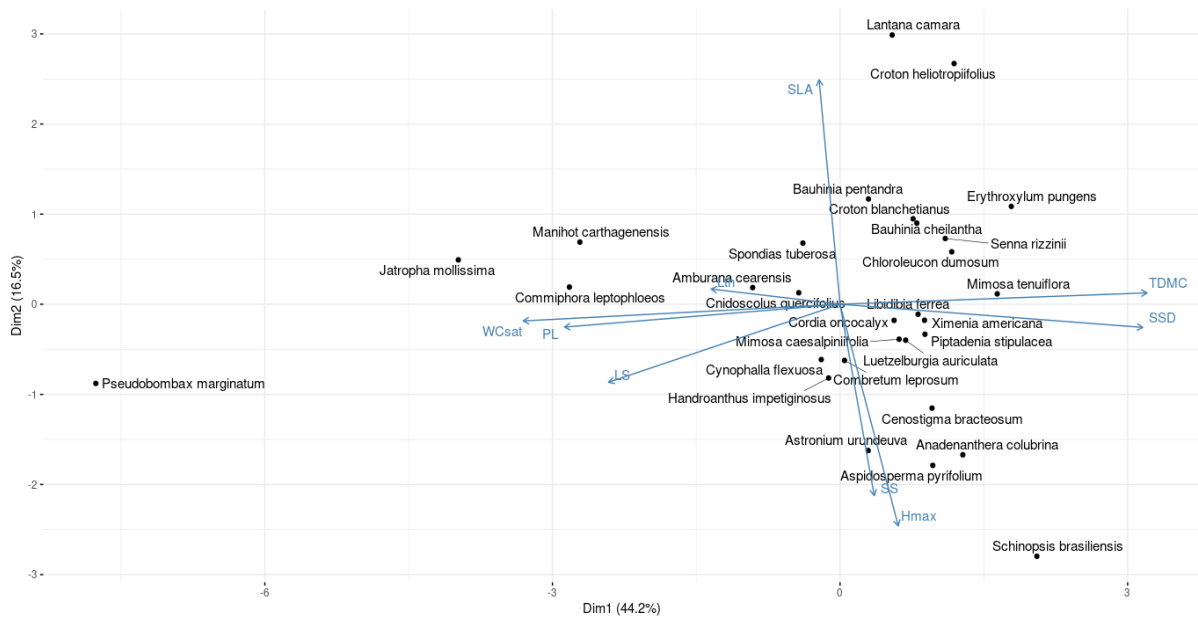


Fonte: Elaborada pelo autor

4.3 Relação ente modelos de distribuição e traços funcionais de plantas

Densidade específica do caule (SSD), conteúdo de matéria seca no caule (TDMC) e quantidade saturada de água no caule (WCsat) são atributos com forte correlação (r -pearson $> 0,7$ ou r -pearson $< -0,7$) entre si, assim como Área da Folha (SL) e Comprimento do Pecíolo (PL). Desta forma, optamos por utilizar os atributos: densidade específica do Caule (SSD) e Área da Folha (LS), Altura Máxima (Hmax), Tamanho da Semente (SS), Espessura da Folha (Lth) e Área Foliar Específica (SLA) por não terem apresentado correlação significativa (Figura 9).

Figura 9 – Análise de Componentes Principais (PCA) entre os atributos funcionais de plantas.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Legenda: Os pontos representam as espécies.

Nossa análise demonstrou que a Densidade Específica do Caule (SSD), Tamanho da Semente (SS), Tamanho da Folha (LS) e Espessura da Folha (Lth) são os melhores preditores da distribuição atual das espécies. SSD, SS e LS foram negativamente relacionados com a distribuição enquanto, espessura da Folha (Lth) foi positivamente relacionada (Tabela 7). Tal resultado indica que espécies com maior SSD, SS e LS apresentam menor área de distribuição no semiárido brasileiro enquanto plantas com maior Lth possuem maior área de distribuição.

Além disso, os traços funcionais tamanho da semente (SS), espessura da folha (Lth) e área foliar específica (SLA) apresentaram correção estatisticamente significativa com a variação do número pixels adequados, ou seja, a vulnerabilidade das espécies as mudanças climáticas. Espécies com sementes grandes deverão aumentar a área de distribuição (Tabela 7), enquanto a correção negativa entre SLA e Lth indicam que quanto maior SLA e Lth maior a redução na área de distribuição (Tabela 7).

Tabela 7 – Resultados das análises entre os traços funcionais (preditores); variação do número de pixels (variáveis resposta), número de pixels adequados (variáveis resposta).

Variação N° Pixels - $\ln(\text{PF/PA})$			N° Pixels Atualmente	
Preditores	Coefficiente	p-valor	Coefficientes	p-valor
(Intercepto)	0,86	0,01	458044,92	0,002
Hmax	-0,02	0,12	2457,71	0,681
SS	0,12	0,01	-56351,77	0,002
LS	0	0,68	-10,02	0,01
Lth	-1,75	0,01	593097,28	0,03
SLA	-0,01	0,03	3381,95	0,213
SSD	-0,28	0,33	-396239,93	0,001

Fonte: Elaborada pelo autor.

Legenda: Os preditores são: densidade específica do caule (SSD), altura máxima (Hmax), Tamanho da Semente (SS), área foliar específica (SLA), espessura da folha (Lth) e tamanho da folha (LS).

5 DISCUSSÃO

Espécies com sementes menores, menor área foliar, menor densidade da madeira e maior espessura foliar possuem atualmente maior área de distribuição no semiárido Brasileiro. No entanto, com o aumento da aridez, os táxons com as maiores sementes, menor área foliar específica e menor espessura foliar que já ocupam as áreas mais secas do nordeste, ampliarão a sua distribuição. Além disso, essa distribuição é melhor explicada pelo clima do que pelos solos como já esperado para ambientes semiáridos (YAN *et al.*, 2015; TERRA *et al.*, 2018).

O subconjunto de espécies com maior espessura foliar potencialmente terão as suas áreas reduzidas e isso pode ser explicado com base no espectro econômico da folha (ATKIN *et al.*, 2016; WRIGHT *et al.*, 2005; WRIGHT *et al.*, 2004). As espécies da Caatinga possuem um *continuum* de características funcionais relacionados ao *trade-off* entre eficiência e segurança hidráulica (GONZÁLEZ-M *et al.*, 2021). A espessura da folha está ligada aos custos de construção do tecido (WESTOBY *et al.*, 2002; MEDIAVILLA *et al.*, 2001), de forma que plantas com menor espessura foliar possuem folhas mais baratas e, apresentam crescimento rápido e eficiente nas estações úmidas (MARKESTEIJN *et al.*, 2011; SANTIAGO *et al.*, 2004). No entanto, são vulneráveis à falta de água, pois apresentam baixa segurança hidráulica (PINEDA-GARCÍA *et al.*, 2016; MÉNDEZ-ALONZO *et al.*, 2012). Dessa forma, essas espécies evitam a seca perdendo as folhas durante os períodos de déficit

hídrico e com isso podem sobreviver a mudanças no clima (MÉNDEZ-ALONZO *et al.*, 2012).

Poorter *et al.*, (2008) e Wright *et al.*, (2004) demonstraram a área foliar específica está relacionada com a capacidade de crescimento da planta e estratégia de aquisição de recursos. Além disso, SLA relaciona-se positivamente ao tamanho da folha e negativamente com a massa foliar. Portanto, nosso resultado aponta que espécies com menor área foliar ou maior massa foliar devem aumentar sua distribuição. Isso indica que espécies de crescimento rápido, que acumulam água no caule e apresentam menor segurança hidráulica devem ser menos afetadas pelo aumento da aridez. Swenson *et al.* (2020) ao analisar mudanças na composição funcional em florestas secas ao longo de 30 anos verificaram que a assembléia de plantas estava diminuindo o SLA e também a área foliar em resposta ao aquecimento. Isso confirma o fato de espécies com tais traços no nosso modelo serem as que apresentam menor redução de área de distribuição. No entanto, ao contrário dos resultados supracitados, em florestas subtropicais pluviais estudadas por Schlickmann *et al.*, (2020) no sul do Brasil, observou-se que espécies com menor SLA devem ser mais vulneráveis. Em climas subtropicais, há o efeito combinado de fotoperíodo, temperatura e precipitação e ter folha grande implica em maior capacidade fotossintética. Em ambientes tropicais como é o caso do semiárido brasileiro, a água é o principal fator limitante. Então, segurança hidráulica e pequena área foliar específica são bons indicadores de maior resistência ao aumento da aridez. Dessa forma, nossos resultados indicam que espécies com maior investimento em massa foliar devem ter maior ganho de área de distribuição e espécies que evitam a perda de água seriam menos vulneráveis.

Espécies com sementes grandes apresentam maior taxa de sobrevivência (MOLES; WESTOBY, 2006; WESTOBY *et al.*, 2002) e conseqüentemente maior capacidade de resistir às mudanças climáticas (SONKOLY *et al.*, 2017). Plântulas de espécies com sementes maiores apresentam maior reserva de nutrientes nos cotilédones e, conseqüentemente, suportam melhor períodos de seca, sombra ou herbivoria (EDWARDS; WESTOBY, 1996). Além disso, sementes maiores são menos vulneráveis à predação e podem permanecer por mais tempo no solo até germinarem (MOLES; WESTOBY, 2006). Por outro lado, há uma relação negativa entre o tamanho da semente e capacidade de dispersão (MOLES; WESTOBY, 2006), pois sementes menores dependem menos de dispersores bióticos (VENABLE; BROWN, 1988; GREENE; JOHNSON, 1993). Portanto, essas espécies podem não chegar a todas as novas áreas climaticamente adequadas.

O papel da altura ao predizer a vulnerabilidade frente às mudanças no clima não foi completamente solucionado. Isso porque alguns trabalhos relacionam a altura da planta com a habilidade em buscar água em camadas mais profundas do solo, maior taxa de sobrevivência da planta, maior capacidade de dispersão e resistência a estocasticidade ambiental (JONGE *et al.*, 2018; VALVERDE-BARRANTES *et al.*, 2017; THOMSON *et al.*, 2011; FALSTER; WESTOBY, 2003). No entanto, em ambientes sujeitos a seca e congelamento, plantas altas também são vulneráveis a cavitação, pois tem vasos condutores mais longos (STOVALL *et al.*, 2019; OLSON *et al.*, 2018). Nossos resultados não contribuem para essa discussão, pois a altura da planta não se relacionou com a sua vulnerabilidade. Isso pode ter acontecido, porque árvores florestas secas e savanas tropicais são menores que as de florestas tropicais pluviais devido à baixa precipitação e alta evapotranspiração (PENNINGTON *et al.*, 2018). Além disso, a Caatinga é afetada pela perturbação antropogênica crônica desde o período colonial e as espécies altas foram exploradas de forma seletiva (ANTONGIOVANNI *et al.*, 2020; GARIGLIO *et al.*, 2010; DÍAZ *et al.*, 2007).

Espécies com maior espessura foliar, menor área foliar, menor densidade da madeira e sementes menores possuem atualmente maior área de distribuição nas áreas mais secas do semiárido brasileiro com potencial de expansão com o aumento da aridez climática. Maior espessura foliar é vantajosa em ambientes que recebem menos água, maior radiação solar e possuem alta temperatura média, pois embora folhas grossas sejam de construção mais cara, o tempo de manutenção da folha é mais longo (NIINEMETS, 2001). Contudo, possuir folhas maiores pode não ser vantagem nesses ambientes, visto que o tamanho da folha regula a perda de água na planta. Por outro lado, a densidade específica do caule está negativamente correlacionada com o teor de água, mas diretamente relacionada com a segurança hidráulica (OLIVEIRA *et al.*, 2015). Sendo assim, esses resultados sugerem que espécies que acumulam água no caule e possuem folhas grossas são as que possuem maior área de distribuição atualmente.

As plantas da Caatinga oferecem múltiplos recursos para as populações locais, como madeira, carvão, alimentos e remédios naturais (GARIGLIO *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2010; LUCENA *et al.*, 2007; ALBUQUERQUE *et al.*, 2007). *Mimosa caesalpinifolia* é uma das espécies mais importantes, e de acordo com nossos resultados, possivelmente será uma das mais afetadas pelas mudanças climáticas. Sua principal utilidade é a produção de madeira, mas pode ser utilizada para alimentação animal, lenha e recursos florais para abelhas

(MAIA-SILVA *et al.*, 2012; GARIGLIO *et al.*, 2010). Além dessa espécie, nossos resultados mostram que *Senegalia polyphylla*, importante na oferta de recursos florais (MAIA-SILVA *et al.*, 2012), poderá ter a distribuição reduzida em mais de 20%. Essas espécies são altamente vulneráveis e dependem de planos de manejo para evitar que mudanças climáticas e extração de madeira aumentem a possibilidade de extinção. *Bauhinia pentandra* pode aumentar sua área de distribuição em mais de 50%. As folhas possuem flavonóides e óleos essenciais (DUARTE-ALMEIDA *et al.*, 2004). Outra espécie que pode aumentar sua área de distribuição em mais de 50% é *Luetzelburgia auriculata*. Essa planta possui raízes tuberosas que podem acumular água e permitem sua resistência à seca. Além disso, durante a estiagem perde as folhas para evitar a seca e produz numerosas flores (MAIA-SILVA *et al.*, 2012) que são utilizadas pelos polinizadores. *Myracrodruon urundeuva* é uma espécie ameaçada devido à exploração da madeira, mas deve apresentar aumento na área adequada para a espécie com as mudanças climáticas. É uma planta amplamente reconhecida como medicinal, pois sua casca apresenta propriedades anti-inflamatórias, cicatrizantes e antimicrobianas (MAIA-SILVA *et al.*, 2012; NUNES *et al.*, 2008). O néctar e pólen também são muito utilizados pelas abelhas, especialmente nos períodos de estiagem, que apresenta poucos recursos florais (MAIA-SILVA *et al.*, 2012). O aumento da área de distribuição dessas espécies pode contribuir com a manutenção dos serviços ecossistêmicos na Caatinga.

6 CONCLUSÕES

A busca de indicadores para mensurar o impacto das mudanças globais sobre a biodiversidade é essencial para entendermos quais são os atributos globais indicativos de maior vulnerabilidade ao aumento da aridez e conseqüentemente inferir sobre as espécies mais vulneráveis à extinção. Em um clima mais quente e seco as plantas com sementes pequenas, menor espessura e maior área específica foliar (área da folha por massa) potencialmente serão as mais vulneráveis à extinção. Portanto, considerando o aspecto irreversível das mudanças climáticas, recomendamos um foco maior na conservação de plantas com esses atributos, assim como uma revisão das listas de espécies ameaçadas tomando como base traços funcionais e a distribuição das espécies atual e futura. Além disso, uma gestão mais efetiva das unidades de conservação, assim como delimitação de novas reservas baseadas nas espécies com tais traços e potenciais microrefúgios hidrológicos pode ser crucial para proteger não só a flora ameaçada, mas assegurar a manutenção dos serviços do ecossistema nas próximas décadas.

REFERÊNCIAS

- ADONDAKIS, S.; VENABLE, D. L. Dormancy and Germination in a Guild of Sonoran Desert Annuals. **Ecology**, [s.l] v. 85, n. 9, p. 2582–2590, 2004.
- ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* Medicinal plants of the caatinga (semi-arid) vegetation of NE Brazil: A quantitative approach. **Journal of Ethnopharmacology**, [s.l] v. 114, n. 3, p. 325–354, 3 dez. 2007.
- ALEIXO, I. *et al.* Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. **Nature Climate Change**, [s.l] v. 9, n. 5, p. 384–388, maio 2019.
- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, [s.l] v. 43, n. 6, p. 1223–1232, 2006.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s.l] p. 711–728, 1 dez. 2013.
- ANTONGIOVANNI, M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, [s.l] v. 57, n. 10, p. 2064–2074, 2020.
- ARAÚJO, M. B. *et al.* Standards for distribution models in biodiversity assessments. **Science Advances**, [s.l] v. 5, n. 1, p. eaat4858, 1 jan. 2019.
- ARORA, S.; BARAK, B. **Computational Complexity: A Modern Approach**. 1st edition ed. Cambridge ; New York: Cambridge University Press, 2009.
- ARORA, V. K. *et al.* Carbon emission limits required to satisfy future representative concentration pathways of greenhouse gases. **Geophysical Research Letters**, [s.l] v. 38, n. 5, 2011.
- ATKIN, O. K. *et al.* Global variability in leaf respiration in relation to climate, plant functional types and leaf traits. **New Phytologist**, [s.l] v. 206, n. 2, p. 614–636, 2015.
- BELL, G.; GONZALEZ, A. Evolutionary rescue can prevent extinction following environmental change. **Ecology Letters**, [s.l] v. 12, n. 9, p. 942–948, set. 2009.
- BELLARD, C. *et al.* Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, [s.l] v. 15, n. 4, p. 365–377, abr. 2012.
- BINI, L. M. *et al.* Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. **Diversity and Distributions**, [s.l] v. 12, n. 5, p. 475–482, 2006.
- BRUN, P. *et al.* Model complexity affects species distribution projections under climate change. **Journal of Biogeography**, [s.l] v. 47, n. 1, p. 130–142, 2020.

- CALENDAR, G. S. The artificial production of carbon dioxide and its influence on temperature. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, [s.l.] v. 64, n. 275, p. 223–240, 1938.
- NOBRE, C. A. *et al.* **Base científica das mudanças climáticas**. [s.l.] COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014. v. 1
- CARVALHO, G. **flora: Tools for Interacting with the Brazilian Flora 2020**. [s.l.: s.n.].
- CAVALCANTI, I. F. A. **Tempo e clima no Brasil**. [s.l.] Oficina de Textos, 2016.
- CHAVE, J. *et al.* Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, [s.l.] v. 12, n. 4, p. 351–366, 2009.
- CHESSMAN, B. C. Identifying species at risk from climate change: Traits predict the drought vulnerability of freshwater fishes. **Biological Conservation**, [s.l.] v. 160, p. 40–49, 1 abr. 2013.
- COHEN, J. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. **Educational and Psychological Measurement**, [s.l.] v. 20, n. 1, p. 37–46, 1 abr. 1960.
- CORLETT, R. T.; WESTCOTT, D. A. Will plant movements keep up with climate change? **Trends in Ecology & Evolution**, [s.l.] v. 28, n. 8, p. 482–488, 1 ago. 2013.
- DELWORTH, T. L. *et al.* The North Atlantic Oscillation as a driver of rapid climate change in the Northern Hemisphere. **Nature Geoscience**, [s.l.] v. 9, n. 7, p. 509–512, jul. 2016.
- DÍAZ, S. *et al.* Plant trait responses to grazing – a global synthesis. **Global Change Biology**, [s.l.] v. 13, n. 2, p. 313–341, 2007.
- DORMANN, C. F. *et al.* Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, [s.l.] v. 36, n. 1, p. 27–46, 2013.
- DUARTE-ALMEIDA, J. M.; NEGRI, G.; SALATINO, A. Volatile oils in leaves of *Bauhinia* (Fabaceae Caesalpinioideae). **Biochemical Systematics and Ecology**, [s.l.] v. 32, n. 8, p. 747–753, 1 ago. 2004.
- EDWARDS, J. L.; LANE, M. A.; NIELSEN, E. S. Interoperability of Biodiversity Databases: Biodiversity Information on Every Desktop. **Science**, [s.l.] v. 289, n. 5488, p. 2312–2314, 29 set. 2000.
- EDWARDS, W.; WESTOBY, M. Reserve mass and dispersal investment in relation to geographic range of plant species: phylogenetically independent contrasts. **Journal of Biogeography**, [s.l.] v. 23, n. 3, p. 329–338, 1996.
- ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s.l.] v. 40, n. 1, p. 677–697, 2009.

ELTON, C. S. **Animal ecology**. New York: Macmillan Co., 1927.

FALSTER, D. S.; WESTOBY, M. Plant height and evolutionary games. **Trends in Ecology & Evolution**, [s.l] v. 18, n. 7, p. 337–343, 1 jul. 2003.

FEI, S. *et al.* Divergence of species responses to climate change. **Science Advances**, [s.l] v. 3, n. 5, p. e1603055, 1 maio 2017.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; DE QUEIROZ, L. P. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. **Journal of Arid Environments**, [s.l] v. 174, p. 104079, 1 mar. 2020.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, [s.l] v. 37, n. 12, p. 4302–4315, 2017.

FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, [s.l] v. 24, n. 1, p. 38–49, mar. 1997.

FODEN, W. B. *et al.* Identifying the World's Most Climate Change Vulnerable Species: A Systematic Trait-Based Assessment of all Birds, Amphibians and Corals. **PLOS ONE**, [s.l] v. 8, n. 6, p. e65427, 6 dez. 2013.

FRANKLIN, J. Species distribution models in conservation biogeography: developments and challenges. **Diversity and Distributions**, [s.l] v. 19, n. 10, p. 1217–1223, 2013.

GARCÍA-CALLEJAS, D.; ARAÚJO, M. B. The effects of model and data complexity on predictions from species distributions models. **Ecological Modelling**, Next generation ecological modelling, concepts, and theory: structural realism, emergence, and predictions. [s.l] v. 326, p. 4–12, 24 abr. 2016.

GARDNER, A. S.; MACLEAN, I. M. D.; GASTON, K. J. A new system to classify global climate zones based on plant physiology and using high temporal resolution climate data. **Journal of Biogeography**, [s.l] v. 47, n. 10, p. 2091–2101, 2020.

GARIGLIO, M. A. *et al.* (EDS.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília, DF: Serviço Florestal Brasileiro, 2010.

GIANNINI, T. C. *et al.* Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, [s.l] v. 63, n. 3, p. 733–749, 2012.

GONZÁLEZ-M, R. *et al.* Diverging functional strategies but high sensitivity to an extreme drought in tropical dry forests. **Ecology Letters**, [s.l] v. 24, n. 3, p. 451–463, 2021.

GREENE, D. F.; JOHNSON, E. A. Seed Mass and Dispersal Capacity in Wind-Dispersed Diaspores. **Oikos**, [s.l] v. 67, n. 1, p. 69–74, 1993.

GRINNELL, J. The Niche-Relationships of the California Thrasher. **The Auk**, [s.l] v. 34, n. 4, p. 427–433, 1917.

- GROOM, P. K.; LAMONT, B. B. Xerophytic implications of increased sclerophylly: interactions with water and light in *Hakea psilorrhyncha* seedlings. **New Phytologist**, [s.l] v. 136, n. 2, p. 231–237, 1997.
- GUILLERA-ARROITA, G. *et al.* Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. **Global Ecology and Biogeography**, [s.l] v. 24, n. 3, p. 276–292, 2015.
- GUIMARÃES, S. O. *et al.* Projeções de Mudanças Climáticas sobre o Nordeste Brasileiro dos Modelos do CMIP5 e do CORDEX. **Revista Brasileira de Meteorologia**, [s.l] v. 31, n. 3, p. 337–365, 2016.
- HALLAM, A. A review of Mesozoic climates. **Journal of the Geological Society**, [s.l] v. 142, n. 3, p. 433–445, 1 jun. 1985.
- HENGL, T. *et al.* SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. **PLOS ONE**, [s.l] v. 12, n. 2, p. e0169748, 16 fev. 2017.
- HIJMANS, R. J. *et al.* Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, [s.l] v. 25, n. 15, p. 1965–1978, 2005.
- HIJMANS, R. J. **Geographic Data Analysis and Modeling [R package raster version 3.4-10]**. [s.l: s.n.], 2021.
- HIJMANS, R. J.; ELITH, J. **Species distribution modeling — R Spatial**. [s.l: s.n.], 2017.
- HOFFMANN, A. A.; SGRÒ, C. M. Climate change and evolutionary adaptation. **Nature**, [s.l] v. 470, n. 7335, p. 479–485, fev. 2011.
- HORTAL, J. *et al.* Seven Shortfalls that Beset Large-Scale Knowledge of Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s.l] v. 46, n. 1, p. 523–549, 2015.
- HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, [s.l] v. 22, p. 415–427, 1 jan. 1957.
- HYDE, W. T. *et al.* Neoproterozoic ‘snowball Earth’ simulations with a coupled climate/ice-sheet model. **Nature**, [s.l] v. 405, n. 6785, p. 425–429, maio 2000.
- IBGE. **Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil**. [s.l: s.n.], 2019.
- IPCC. **AR5 Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability — IPCC**. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/>. Acesso em: 13 maio. 2021.
- JEFF REBACK *et al.* **pandas-dev/pandas: Pandas 1.0.0**. [s.l.] Zenodo, 2020.
- JIN, Y.; QIAN, H. V. PhylMaker: an R package that can generate very large phylogenies for vascular plants. **Ecography**, [s.l] v. 42, n. 8, p. 1353–1359, 2019.
- JOHNSON, D. M. *et al.* Hydraulic safety margins and embolism reversal in stems and leaves:

Why are conifers and angiosperms so different? **Plant Science**, [s.l.] v. 195, p. 48–53, 1 out. 2012.

JONGE, M. M. J. *et al.* Relating plant height to demographic rates and extinction vulnerability. **Biological Conservation**, [s.l.] v. 220, p. 104–111, 1 abr. 2018.

KARGER, D. N. *et al.* Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. **Scientific Data**, [s.l.] v. 4, n. 1, p. 170122, 5 set. 2017.

LACIS, A. A. *et al.* Atmospheric CO₂: Principal Control Knob Governing Earth's Temperature. **Science**, [s.l.] v. 330, n. 6002, p. 356–359, 15 out. 2010.

LAVERGNE, S. *et al.* Biodiversity and Climate Change: Integrating Evolutionary and Ecological Responses of Species and Communities. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s.l.] v. 41, n. 1, p. 321–350, 2010.

LAVOREL, S.; GARNIER, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. **Functional Ecology**, [s.l.] v. 16, n. 5, p. 545–556, 2002.

LIANCOURT, P. *et al.* Leaf-trait plasticity and species vulnerability to climate change in a Mongolian steppe. **Global Change Biology**, [s.l.] v. 21, n. 9, p. 3489–3498, set. 2015.

LIU, C. *et al.* Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. **Ecography**, [s.l.] v. 28, n. 3, p. 385–393, 2005.

LOIOLA, M. I. B. *et al.* Flora da Paraíba, Brasil: Erythroxylaceae Kunth. **Acta Botanica Brasilica**, [s.l.] v. 21, n. 2, p. 473–487, 2007.

LORENZI, H. **Arvores brasileiras: manual de identificacao e cultivo de plantas arboreas nativas do Brasil**. [s.l.] Plantarum, 1992.

LORENZI, H. **Arvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. [s.l.] Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 1998.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras. Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil - Volume 3**. Cincias Biol—gicas e Naturais edition ed. Nova Odessa, SP, Brasil: Plantarum, 2009.

LUCENA, R. F. P.; ARAÚJO, E. DE L.; DE ALBUQUERQUE, U. P. Does the local availability of woody Caatinga plants (Northeastern Brazil) explain their use value? **Economic Botany**, [s.l.] v. 61, n. 4, p. 347, 1 dez. 2007.

MAIA-SILVA, C. *et al.* **Guia de plantas visitadas por abelhas na Caatinga**. [s.l.: s.n.], 2012.

MALDONADO, C. *et al.* Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: to what extent can we trust public databases? **Global Ecology and Biogeography**, [s.l.] v. 24, n. 8, p. 973–984, 2015.

- MARENGO, J. A.; BERNASCONI, M. Regional differences in aridity/drought conditions over Northeast Brazil: present state and future projections. **Climatic Change**, [s.l] v. 129, n. 1, p. 103–115, 1 mar. 2015.
- MARKESTEIJN, L. *et al.* Hydraulics and life history of tropical dry forest tree species: coordination of species' drought and shade tolerance. **New Phytologist**, [s.l] v. 191, n. 2, p. 480–495, 2011.
- MCLAUGHLIN, B. C. *et al.* Hydrologic refugia, plants, and climate change. **Global Change Biology**, [s.l] v. 23, n. 8, p. 2941–2961, 2017.
- MEDIAVILLA, S.; ESCUDERO, A.; HEILMEIER, H. Internal leaf anatomy and photosynthetic resource-use efficiency: interspecific and intraspecific comparisons. **Tree Physiology**, [s.l] v. 21, n. 4, p. 251–259, 1 mar. 2001.
- MÉNDEZ-ALONZO, R. *et al.* Coordinated evolution of leaf and stem economics in tropical dry forest trees. **Ecology**, [s.l] v. 93, n. 11, p. 2397–2406, 2012.
- MEYER, C.; WEIGELT, P.; KREFT, H. Multidimensional biases, gaps and uncertainties in global plant occurrence information. **Ecology Letters**, [s.l] v. 19, n. 8, p. 992–1006, 2016.
- MOLES, A. T. *et al.* Global patterns in plant height. **Journal of Ecology**, [s.l] v. 97, n. 5, p. 923–932, 2009.
- MOLES, A. T.; WESTOBY, M. Seed size and plant strategy across the whole life cycle. **Oikos**, [s.l] v. 113, n. 1, p. 91–105, 2006.
- MORICE, C. P. *et al.* Quantifying uncertainties in global and regional temperature change using an ensemble of observational estimates: The HadCRUT4 data set: THE HADCRUT4 DATASET. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, [s.l] v. 117, n. D8, p. n/a-n/a, 27 abr. 2012.
- MORO, M. F. *et al.* A catalogue of the vascular plants of the Caatinga Phytogeographical Domain: a synthesis of floristic and phytosociological surveys. **Phytotaxa**, [s.l] v. 160, n. 1, p. 1–118, 19 fev. 2014.
- MORO, M. F. *et al.* A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil [s.l: s.n] SpringerLink. 2016.
- NIINEMETS, Ü. Global-Scale Climatic Controls of Leaf Dry Mass per Area, Density, and Thickness in Trees and Shrubs. **Ecology**, [s.l] v. 82, n. 2, p. 453–469, 2001.
- NIINEMETS, U. *et al.* Do we underestimate the importance of leaf size in plant economics? Disproportional scaling of support costs within the spectrum of leaf physiognomy. **Annals of Botany**, [s.l] v. 100, n. 2, p. 283–303, ago. 2007.
- NOAA. **Global Monitoring Laboratory - Carbon Cycle Greenhouse Gases**. Disponível em: <https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/data.html>. Acesso em: 13 maio. 2020.
- NORBERG, J. *et al.* Eco-evolutionary responses of biodiversity to climate change. **Nature**

Climate Change, [s.l] v. 2, n. 10, p. 747–751, out. 2012.

NUNES, Y. R. F. *et al.* Aspectos ecológicos da aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Allemão-Anacardiaceae): fenologia e germinação de sementes. **Revista Árvore**, [s.l] v. 32, n. 2, p. 233–243, 2008.

OLIVEIRA, C. C. DE *et al.* Functional groups of woody species in semi-arid regions at low latitudes. **Austral Ecology**, [s.l] v. 40, n. 1, p. 40–49, 2015.

OLSON, D. M. *et al.* Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. **BioScience**, [s.l] v. 51, n. 11, p. 933–938, 1 nov. 2001.

OLSON, M. E. *et al.* Plant height and hydraulic vulnerability to drought and cold. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l] v. 115, n. 29, p. 7551–7556, 17 jul. 2018.

PACIFICI, M. *et al.* Assessing species vulnerability to climate change. **Nature Climate Change**, [s.l] v. 5, n. 3, p. 215–224, mar. 2015.

PALACIO, F. X.; GIRINI, J. M. Biotic interactions in species distribution models enhance model performance and shed light on natural history of rare birds: a case study using the straight-billed reedhaunter *Limnocittes rectirostris*. **Journal of Avian Biology**, [s.l] v. 49, n. 11, p. e01743, 2018.

PARADIS, E. **Analysis of Phylogenetics and Evolution with R**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 2012.

PEBESMA, E. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. **The R Journal**, [s.l] v. 10, n. 1, p. 439–446, 2018.

PENNINGTON, R. T.; LEHMANN, C. E. R.; ROWLAND, L. M. Tropical savannas and dry forests. **Current Biology**, [s.l] v. 28, n. 9, p. R541–R545, 7 maio 2018.

PEREIRA, H. M. *et al.* Essential Biodiversity Variables. **Science**, [s.l] v. 339, n. 6117, p. 277–278, 18 jan. 2013.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. *et al.* New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, [s.l] v. 61, n. 3, p. 167–234, 26 abr. 2013.

PETERSON, A. T.; NAKAZAWA, Y. Environmental data sets matter in ecological niche modelling: an example with *Solenopsis invicta* and *Solenopsis richteri*. **Global Ecology and Biogeography**, [s.l] v. 17, n. 1, p. 135–144, 2008.

PETITPIERRE, B. *et al.* Selecting predictors to maximize the transferability of species distribution models: lessons from cross-continental plant invasions. **Global Ecology and Biogeography**, [s.l] v. 26, n. 3, p. 275–287, 2017.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of

species geographic distributions. **Ecological Modelling**, [s.l.] v. 190, n. 3, p. 231–259, 25 jan. 2006.

PINEDA-GARCÍA, F. *et al.* Exploiting water versus tolerating drought: water-use strategies of trees in a secondary successional tropical dry forest. **Tree Physiology**, [s.l.] v. 36, n. 2, p. 208–217, fev. 2016.

PINHEIRO, J. *et al.* **Linear and Nonlinear Mixed Effects Models [R package nlme version 3.1-152]**. [s.l.: s.n.], 2021.

POORTER, L. *et al.* Are Functional Traits Good Predictors of Demographic Rates? Evidence from Five Neotropical Forests. **Ecology**, [s.l.] v. 89, n. 7, p. 1908–1920, 2008.

POORTER, L.; MARKESTEIJN, L. Seedling Traits Determine Drought Tolerance of Tropical Tree Species. **Biotropica**, [s.l.] v. 40, n. 3, p. 321–331, 2008.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. [s.l.: s.n.]. **Rasterio**. Mapbox, 2021.

RAYMO, M. E.; RUDDIMAN, W. F. Tectonic forcing of late Cenozoic climate. **Nature**, [s.l.] v. 359, n. 6391, p. 117–122, set. 1992.

REGOS, A. *et al.* Effects of species traits and environmental predictors on performance and transferability of ecological niche models. **Scientific Reports**, [s.l.] v. 9, n. 1, p. 4221, 12 mar. 2019.

WUNDERLING, RICHARD P. **Exsicata de bauhinia pentandra**. Disponível em: <http://www.kew.org/herbcating/193724.jpg>. Acesso em: 19 maio. 2021.

ROBERTS, D. R. *et al.* Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. **Ecography**, [s.l.] v. 40, n. 8, p. 913–929, 2017.

ROMÁN-PALACIOS, C.; WIENS, J. J. Recent responses to climate change reveal the drivers of species extinction and survival. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l.] v. 117, n. 8, p. 4211–4217, 25 fev. 2020.

SALGADO-LABOURIAU, M. L. **História ecológica da terra**. [s.l.] Edgard Blucher, 2001.

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian caatinga. In: MEDINA, E.; MOONEY, H. A.; BULLOCK, S. H. (Eds.). **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 35–63.

SANTIAGO, L. S. *et al.* Leaf photosynthetic traits scale with hydraulic conductivity and wood density in Panamanian forest canopy trees. **Oecologia**, [s.l.] v. 140, n. 4, p. 543–550, 1 ago. 2004.

SANTOS, M. V. F. DOS *et al.* Potential of Caatinga forage plants in ruminant feeding. **Revista Brasileira de Zootecnia**, [s.l.] v. 39, p. 204–215, 2010.

SCHLICKMANN, M. B. *et al.* Specific leaf area is a potential indicator of tree species

sensitive to future climate change in the mixed Subtropical Forests of southern Brazil. **Ecological Indicators**, [s.l] v. 116, p. 106477, 1 set. 2020.

SCHLOSS, C. A.; NUÑEZ, T. A.; LAWLER, J. J. Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l] v. 109, n. 22, p. 8606–8611, 29 maio 2012.

SCHMITT, S. *et al.* ssdm: An r package to predict distribution of species richness and composition based on stacked species distribution models. **Methods in Ecology and Evolution**, [s.l] v. 8, n. 12, p. 1795–1803, 2017.

SCHNEIDER, S. H. The Greenhouse Effect: Science and Policy. **Science**, [s.l] v. 243, n. 4892, p. 771–781, 10 fev. 1989.

SCHULZE, E. D. *et al.* Contenido de agua en la madera de especies del bosque tropical caducifolio durante la época seca. **Botanical Sciences**, [s.l] n. 48, p. 113–118, 15 dez. 1988.

SFAIR, J. C. *et al.* Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. **Environmental Research Letters**, [s.l] v. 13, n. 2, p. 025005, fev. 2018.

SHELDON, K. S. Climate Change in the Tropics: Ecological and Evolutionary Responses at Low Latitudes. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s.l] v. 50, n. 1, p. 303–333, 2019.

SILVA, J. M. C. DA; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (EDS.). **Caatinga : The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. [s.l.] Springer International Publishing, 2017.

SILVA, J. L. S. E *et al.* Climate change will reduce suitable Caatinga dry forest habitat for endemic plants with disproportionate impacts on specialized reproductive strategies. **PLOS ONE**, [s.l] v. 14, n. 5, p. e0217028, 29 maio 2019.

SILVEIRA, C. DA S. *et al.* Avaliação de desempenho dos modelos do CMIP5 quanto à representação dos padrões de variação da precipitação no século XX sobre a região Nordeste do Brasil, Amazônia e bacia do Prata e análise das projeções para o cenário RCP8.5. **Revista Brasileira de Meteorologia**, [s.l] v. 28, n. 3, p. 317–330, 2013.

SMITH, S. J. *et al.* Near-term acceleration in the rate of temperature change. **Nature Climate Change**, [s.l] v. 5, n. 4, p. 333–336, abr. 2015.

SOBÉRON, J.; PETERSON, A. T. Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. **Biodiversity Informatics**, [s.l] v. 2, 13 jan. 2005.

SONKOLY, J. *et al.* Do large-seeded herbs have a small range size? The seed mass–distribution range trade-off hypothesis. **Ecology and Evolution**, [s.l] v. 7, n. 24, p. 11204–11212, 2017.

SOUZA, B. C. *et al.* Drought response strategies of deciduous and evergreen woody species in a seasonally dry neotropical forest. **Oecologia**, [s.l] v. 194, n. 1–2, p. 221–236, out. 2020a.

- SOUZA, C. M. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, [s.l.] v. 12, n. 17, p. 2735, jan. 2020b.
- SOUZA, M. J. N. DE *et al.* Condições geo-ambientais do semi-árido brasileiro. **Ciência & Trópico**, [s.l.] v. 20, 1992.
- STANTON, J. C. *et al.* Combining static and dynamic variables in species distribution models under climate change. **Methods in Ecology and Evolution**, [s.l.] v. 3, n. 2, p. 349–357, 2012.
- STOVALL, A. E. L.; SHUGART, H.; YANG, X. Tree height explains mortality risk during an intense drought. **Nature Communications**, [s.l.] v. 10, n. 1, p. 4385, 26 set. 2019.
- SWENSON, N. G. *et al.* Long-term shifts in the functional composition and diversity of a tropical dry forest: a 30-yr study. **Ecological Monographs**, v. 90, n. 3, p. e01408, 2020.
- TERRA, M. DE C. N. S. *et al.* Water availability drives gradients of tree diversity, structure and functional traits in the Atlantic–Cerrado–Caatinga transition, Brazil. **Journal of Plant Ecology**, [s.l.] v. 11, n. 6, p. 803–814, 22 dez. 2018.
- TESSAROLO, G. *et al.* Uncertainty associated with survey design in Species Distribution Models. **Diversity and Distributions**, [s.l.] v. 20, n. 11, p. 1258–1269, 2014.
- THOMAS, C. D. *et al.* Extinction risk from climate change. **Nature**, [s.l.] v. 427, n. 6970, p. 145–148, jan. 2004.
- THOMSON, F. J. *et al.* Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. **Journal of Ecology**, [s.l.] v. 99, n. 6, p. 1299–1307, 2011.
- THUILLER, W. *et al.* Uncertainty in ensembles of global biodiversity scenarios. **Nature Communications**, [s.l.] v. 10, n. 1, p. 1446, 29 mar. 2019.
- TREURNICHT, M. *et al.* Functional traits explain the Hutchinsonian niches of plant species. **Global Ecology and Biogeography**, [s.l.] v. 29, n. 3, p. 534–545, 2020.
- VALAVI, R. *et al.* blockCV: An r package for generating spatially or environmentally separated folds for k-fold cross-validation of species distribution models. **Methods in Ecology and Evolution**, [s.l.] v. 10, n. 2, p. 225–232, 2019.
- VALVERDE-BARRANTES, O. J. *et al.* A worldview of root traits: the influence of ancestry, growth form, climate and mycorrhizal association on the functional trait variation of fine-root tissues in seed plants. **New Phytologist**, [s.l.] v. 215, n. 4, p. 1562–1573, 2017.
- VANDVIK, V. *et al.* Plant traits and vegetation data from climate warming experiments along an 1100 m elevation gradient in Gongga Mountains, China. **Scientific Data**, [s.l.] v. 7, n. 1, p. 189, 19 jun. 2020.
- VAZ, A. M. S. F.; TOZZI, A. M. G. A. Sinopse de Bauhinia sect. Pauletia (Cav.) DC. (Leguminosae: Caesalpinioideae: Cercideae) no Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, [s.l.] v. 28, n. 3, p. 477–491, 2005.

VELAZCO, S. J. E. *et al.* A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. **Diversity and Distributions**, [*s.l.*] v. 25, n. 4, p. 660–673, 2019.

VENABLE, D. L.; BROWN, J. S. The Selective Interactions of Dispersal, Dormancy, and Seed Size as Adaptations for Reducing Risk in Variable Environments. **The American Naturalist**, [*s.l.*] v. 131, n. 3, p. 360–384, 1 mar. 1988.

VESK, P. A. *et al.* Transferability of trait-based species distribution models. **Ecography**, [*s.l.*] v. 44, n. 1, p. 134–147, 2021.

VILE, D. *et al.* Specific Leaf Area and Dry Matter Content Estimate Thickness in Laminar Leaves. **Annals of Botany**, [*s.l.*] v. 96, n. 6, p. 1129–1136, 1 nov. 2005.

VIOLLE, C. *et al.* Let the concept of trait be functional! **Oikos**, [*s.l.*] v. 116, n. 5, p. 882–892, 2007.

Visualization of a Correlation Matrix [R package corrplot version 0.88]. [*s.l.*: *s.n.*].

WALKER, M. *et al.* Formal definition and dating of the GSSP (Global Stratotype Section and Point) for the base of the Holocene using the Greenland NGRIP ice core, and selected auxiliary records. **Journal of Quaternary Science**, [*s.l.*] v. 24, n. 1, p. 3–17, 2009.

WESTOBY, M. *et al.* Plant Ecological Strategies: Some Leading Dimensions of Variation Between Species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, [*s.l.*] v. 33, n. 1, p. 125–159, 2002.

WHITTAKER, R. J. *et al.* The geographical distribution of life and the problem of regionalization: 100 years after Alfred Russel Wallace. **Journal of Biogeography**, [*s.l.*] v. 40, n. 12, p. 2209–2214, 2013.

WRIGHT, I. J. *et al.* The worldwide leaf economics spectrum. **Nature**, [*s.l.*] v. 428, n. 6985, p. 821–827, abr. 2004.

WRIGHT, I. J. *et al.* Modulation of leaf economic traits and trait relationships by climate. **Global Ecology and Biogeography**, [*s.l.*] v. 14, n. 5, p. 411–421, 2005.

WRIGHT, I. J.; WESTOBY, M.; REICH, P. B. Convergence Towards Higher Leaf Mass per Area in Dry and Nutrient-Poor Habitats Has Different Consequences for Leaf Life Span. **Journal of Ecology**, [*s.l.*] v. 90, n. 3, p. 534–543, 2002.

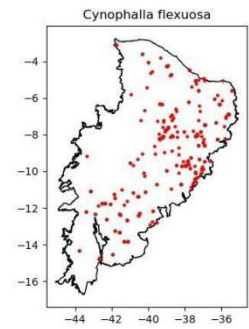
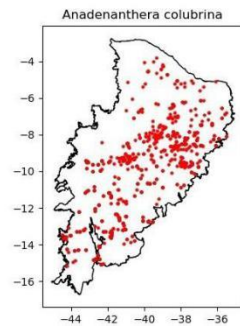
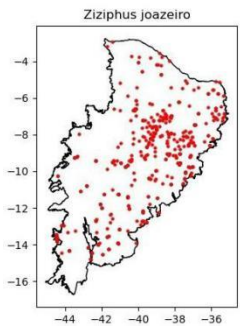
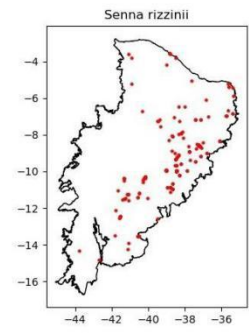
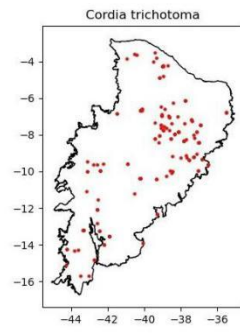
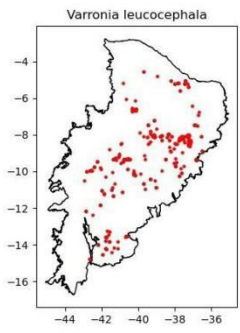
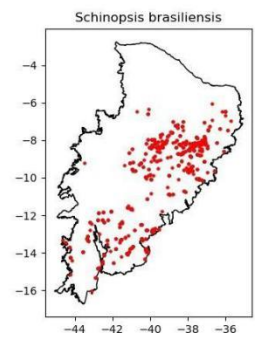
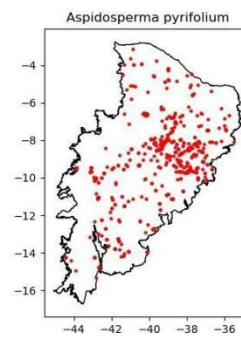
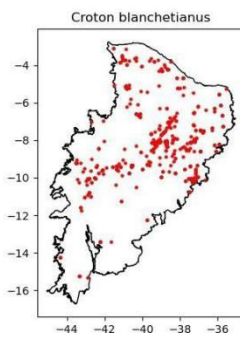
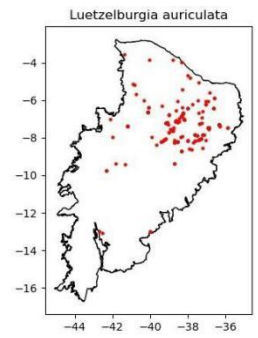
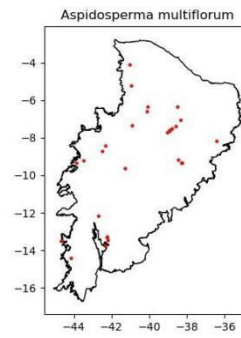
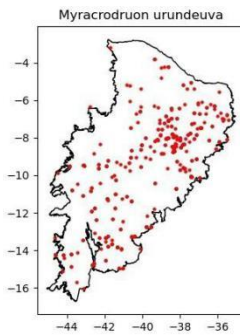
YAN, H. *et al.* Impact of Precipitation Patterns on Biomass and Species Richness of Annuals in a Dry Steppe. **PLOS ONE**, [*s.l.*] v. 10, n. 4, p. e0125300, 23 abr. 2015.

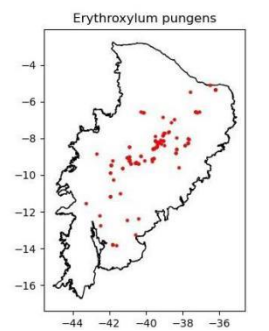
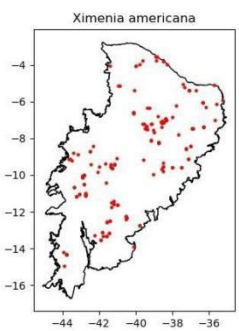
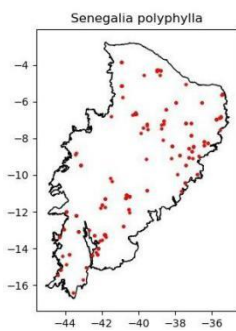
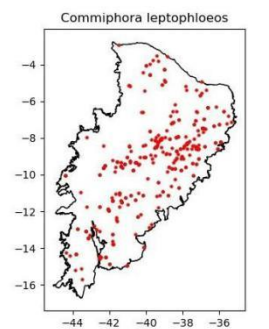
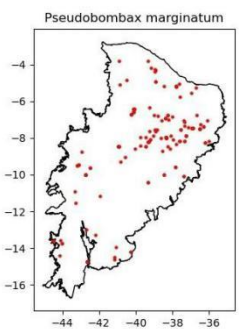
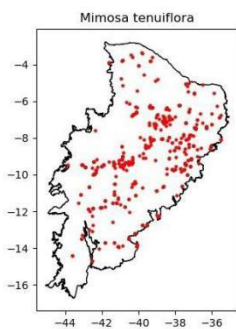
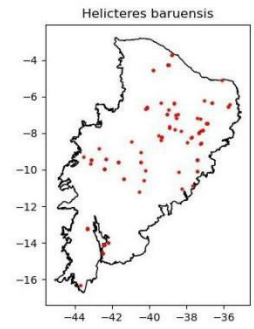
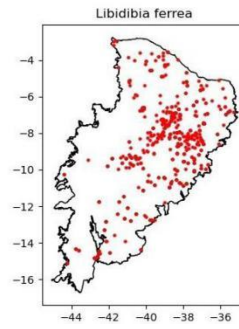
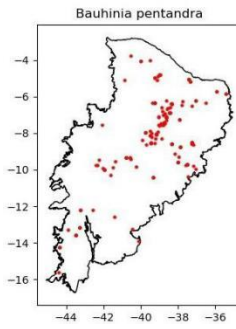
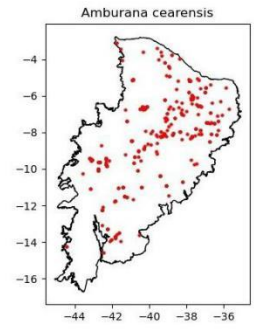
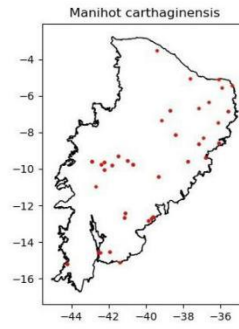
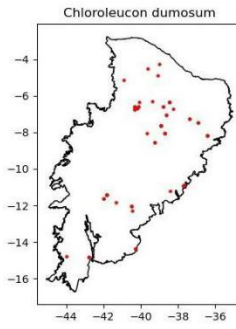
YI, F. *et al.* Seed germination responses to seasonal temperature and drought stress are species-specific but not related to seed size in a desert steppe: Implications for effect of climate change on community structure. **Ecology and Evolution**, [*s.l.*] v. 9, n. 4, p. 2149–2159, 2019.

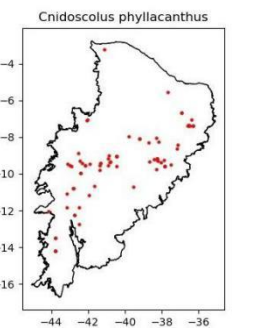
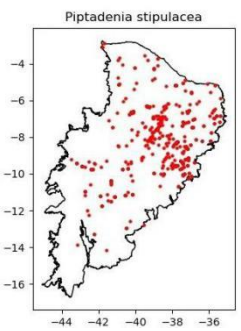
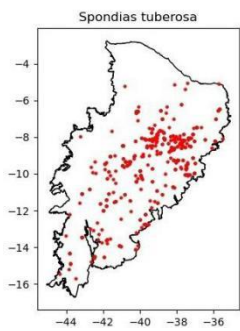
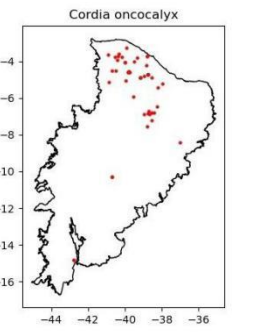
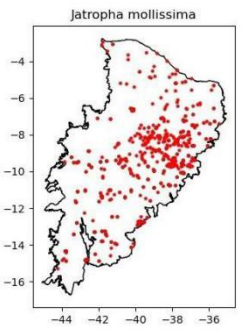
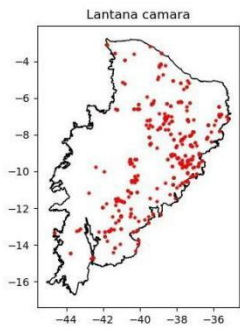
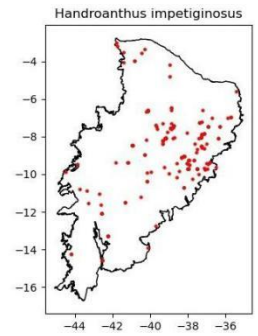
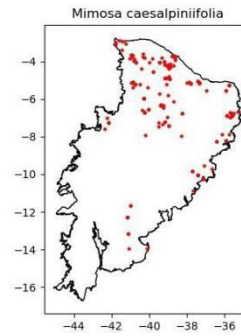
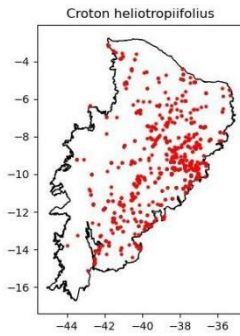
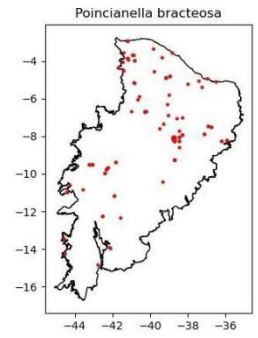
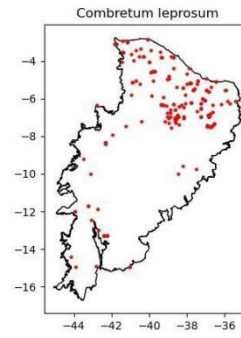
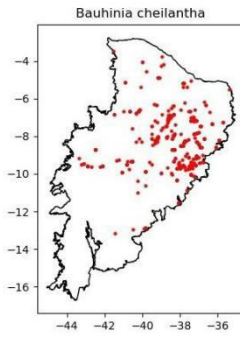
ZURELL, D. *et al.* A standard protocol for reporting species distribution models. **Ecography**,

[s.l] v. 43, n. 9, p. 1261–1277, 2020.

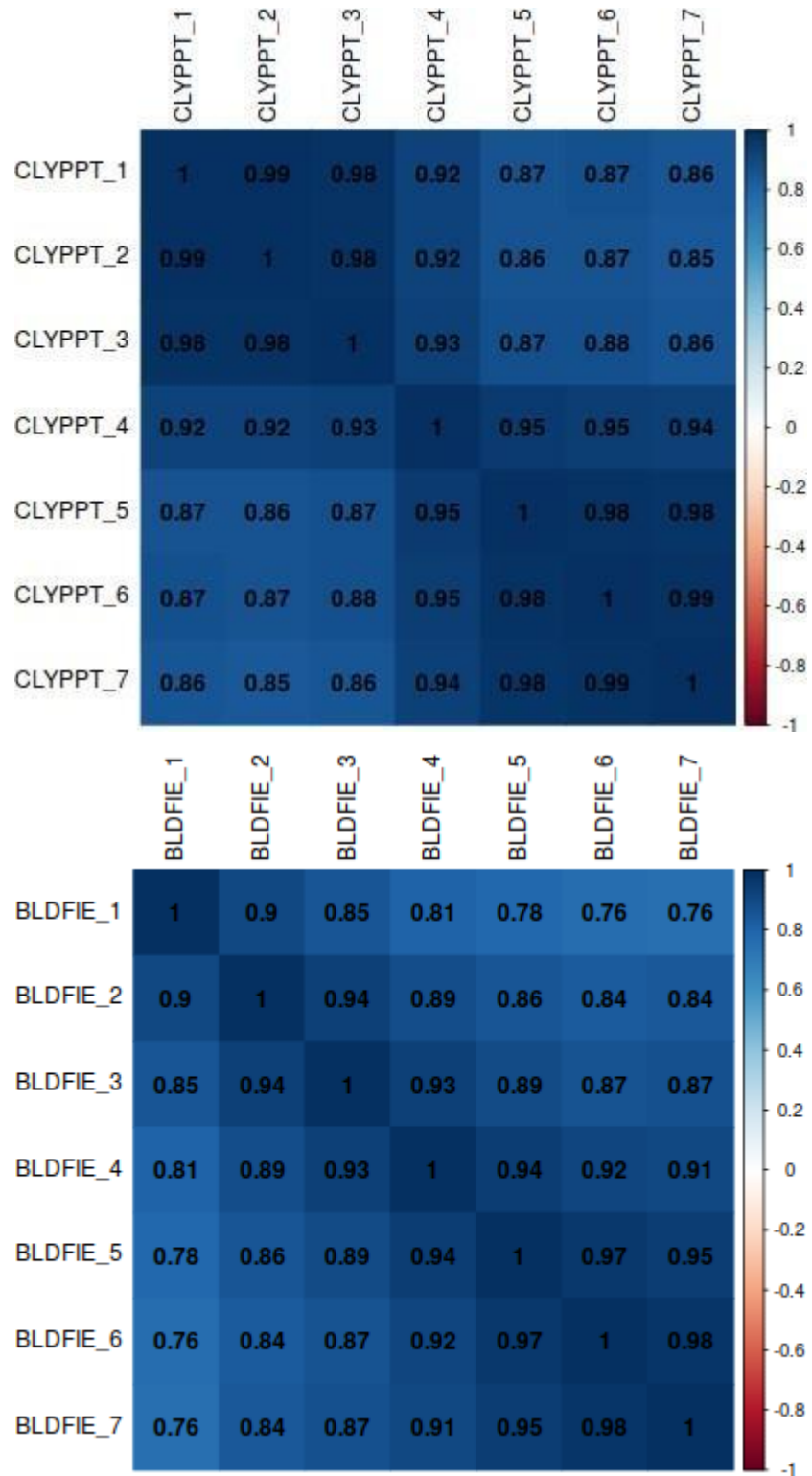
APÊNDICE A – DADOS DE OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES

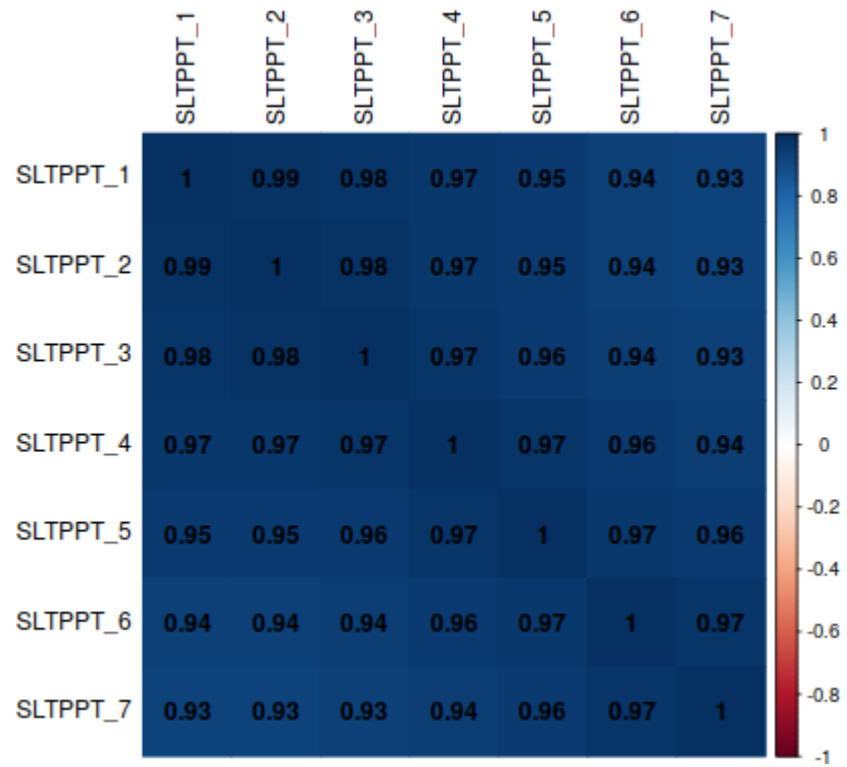
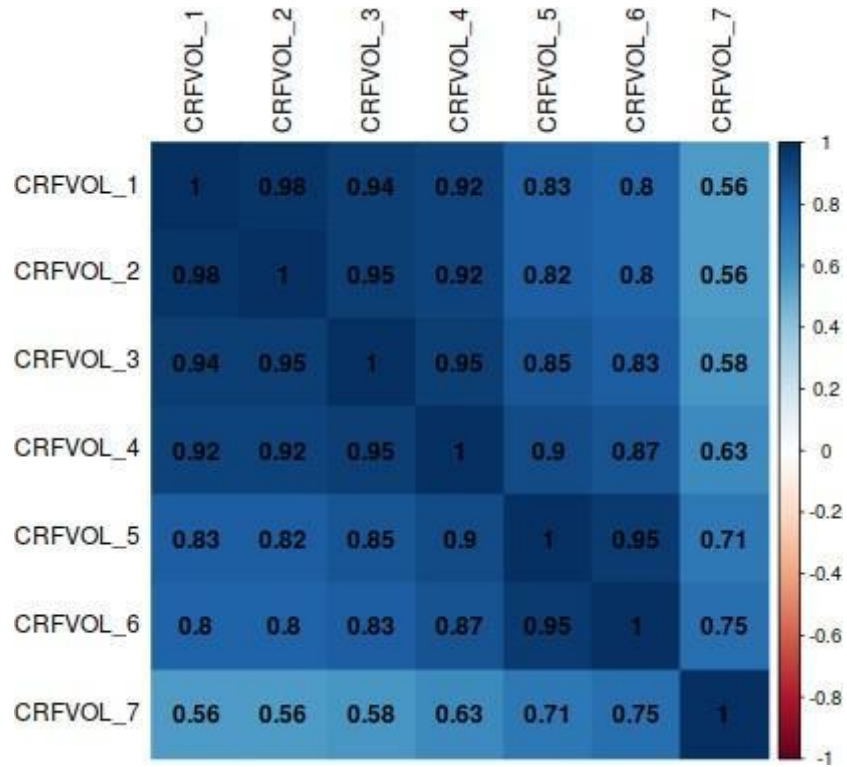


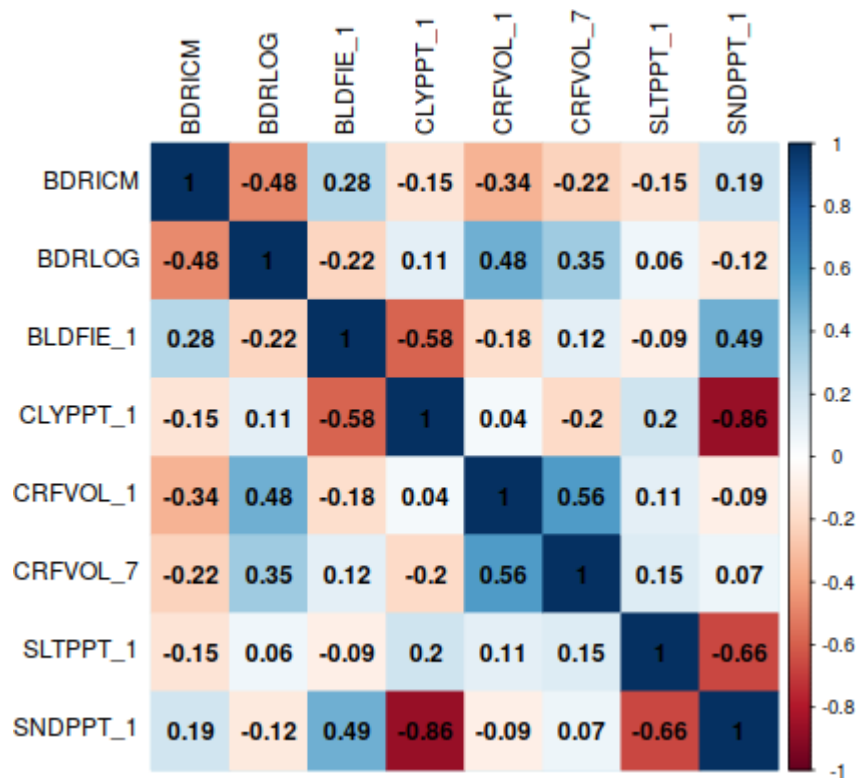
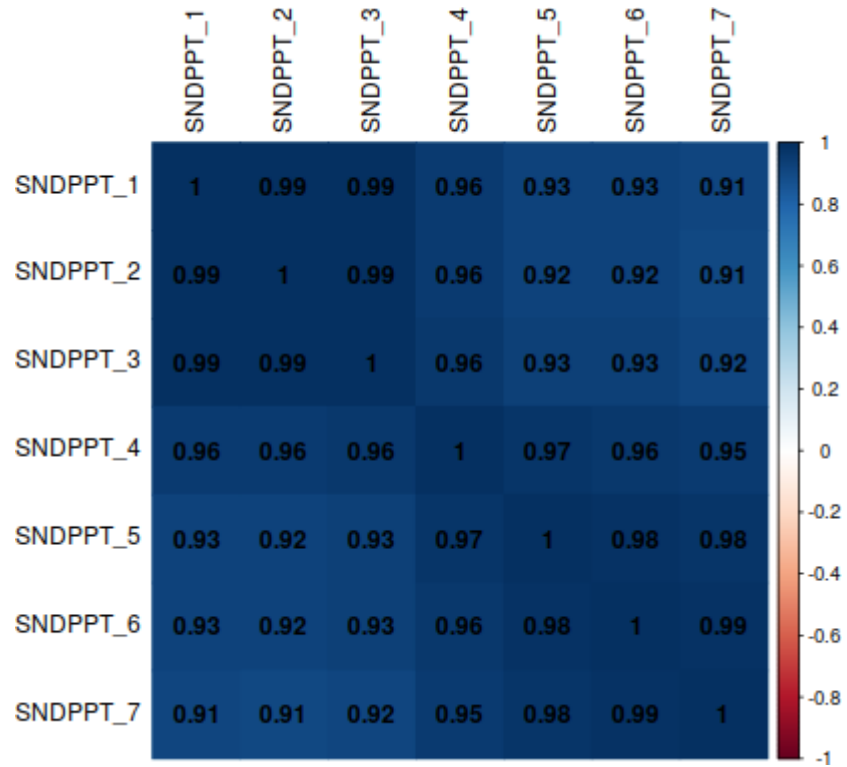


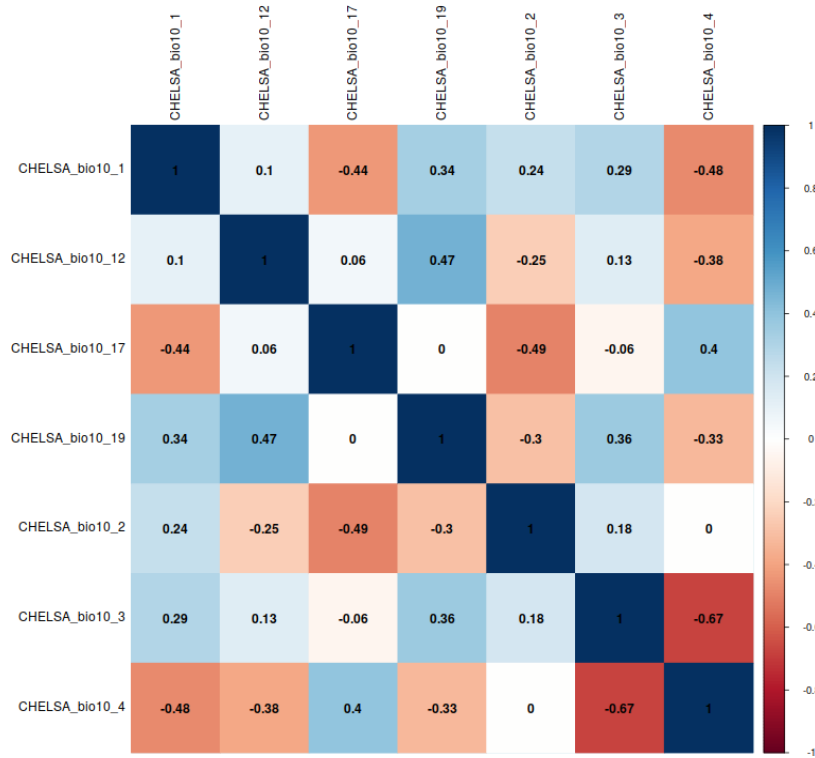
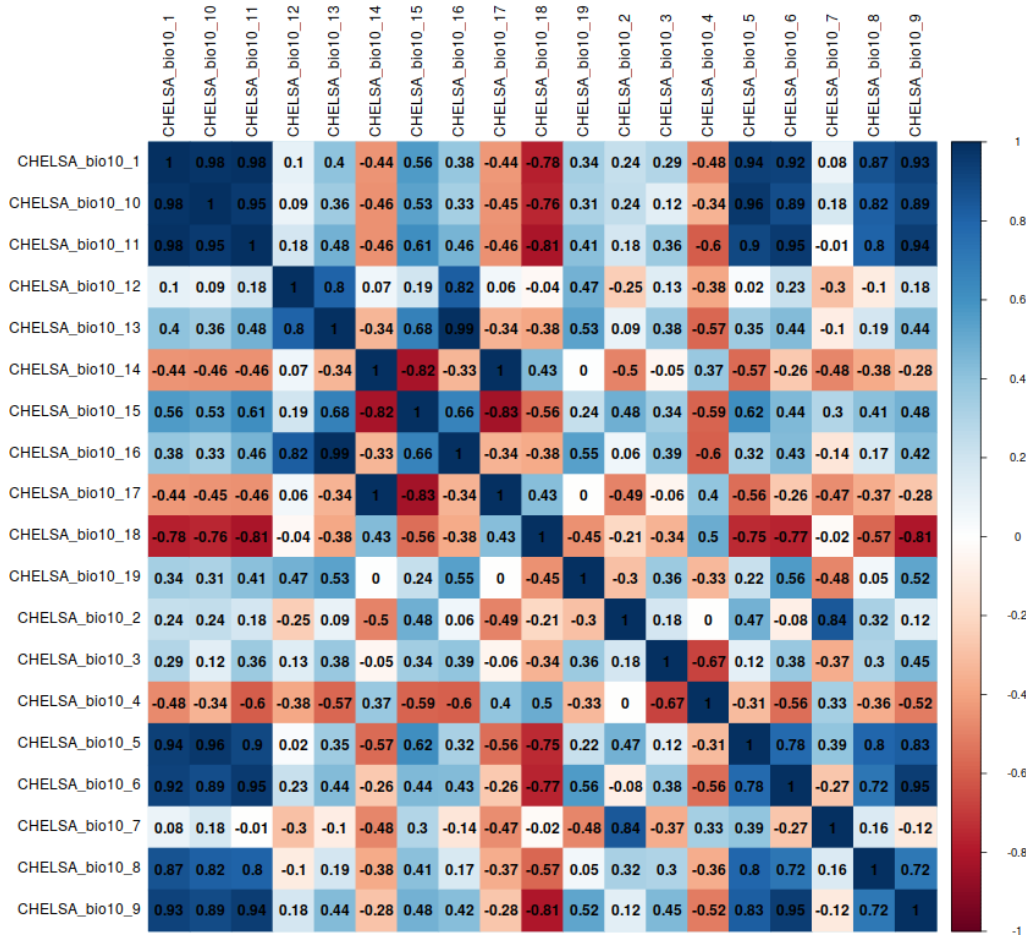


APÊNDICE B – ANÁLISES DE CORRELAÇÃO: DADOS DE SOLO DE CLIMA

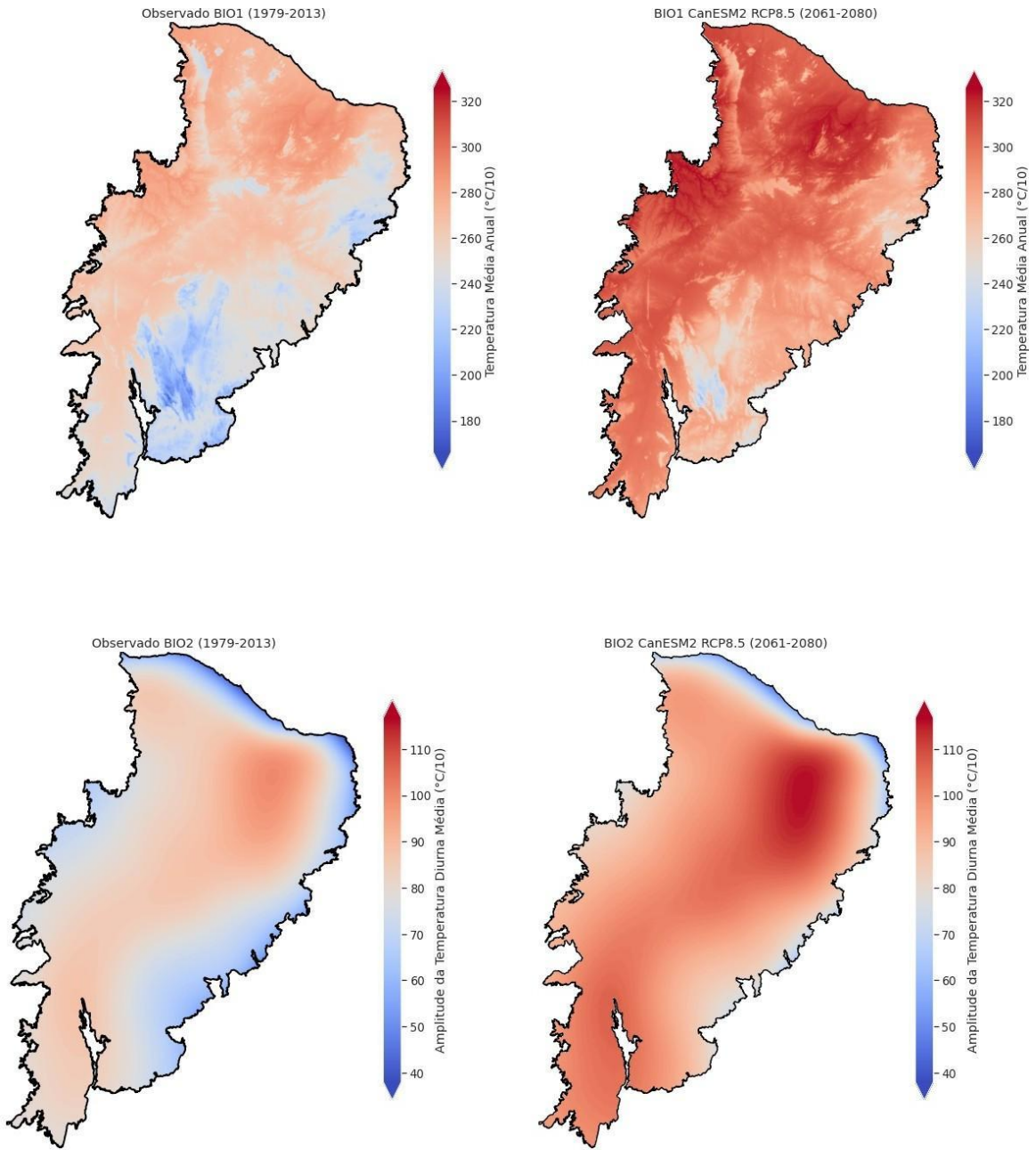


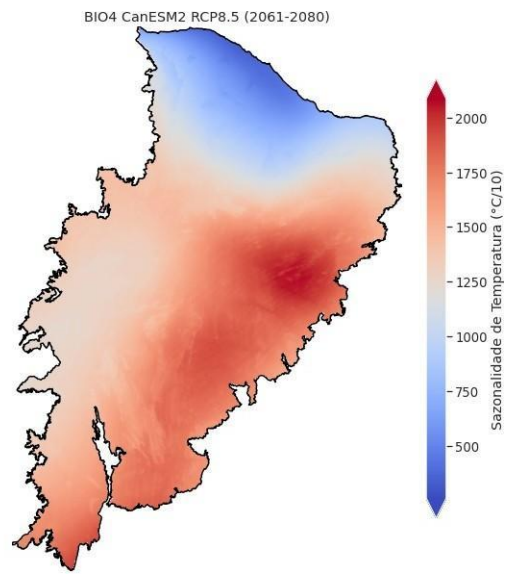
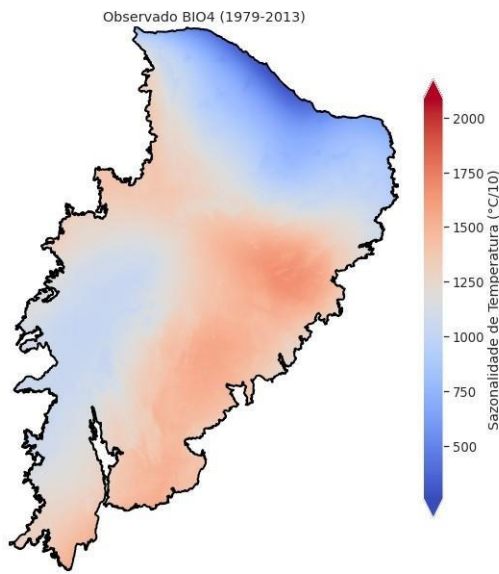
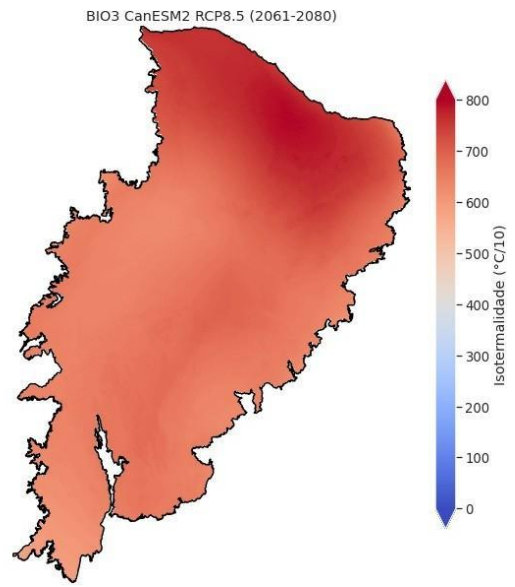
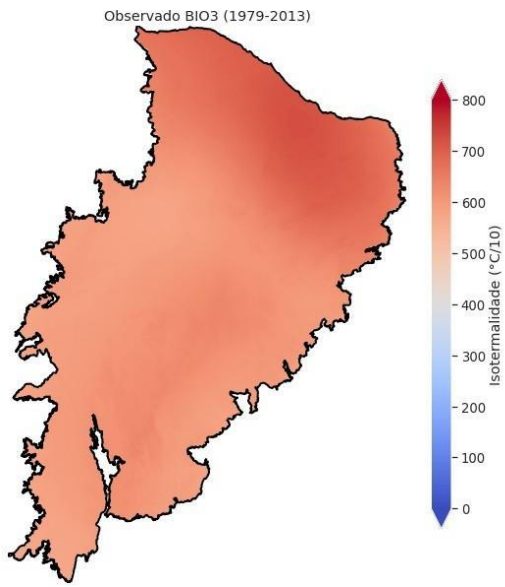


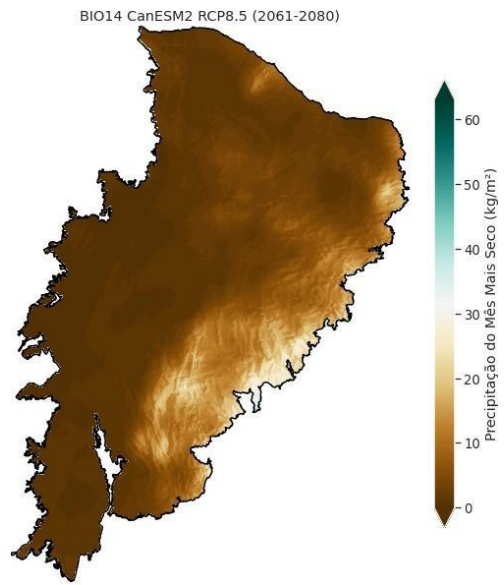
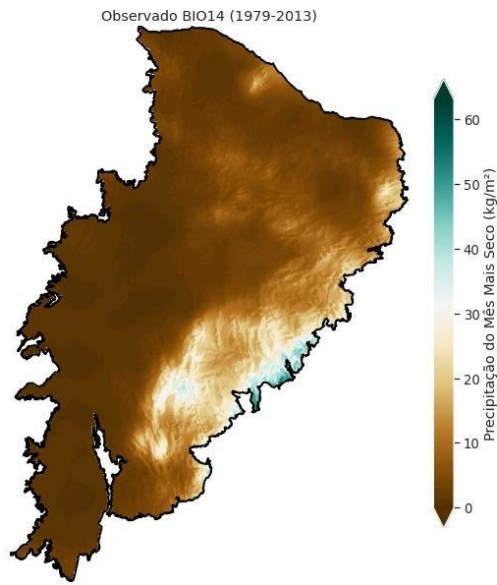
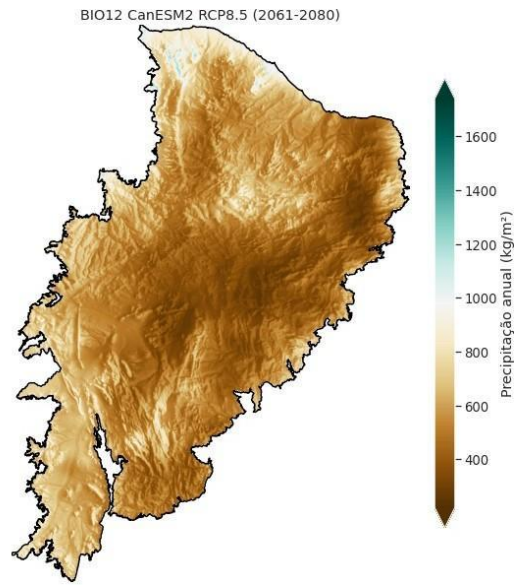
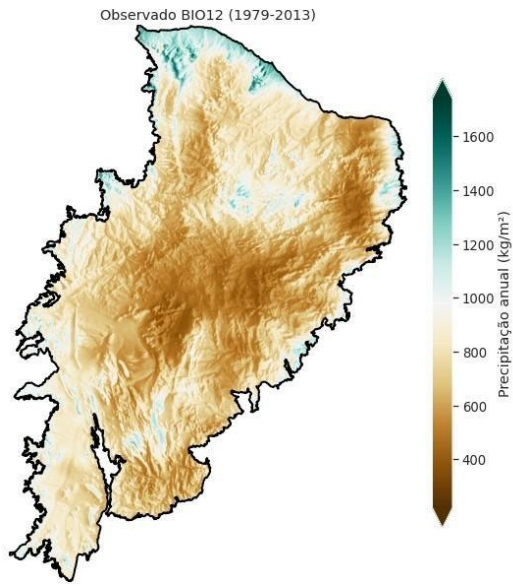


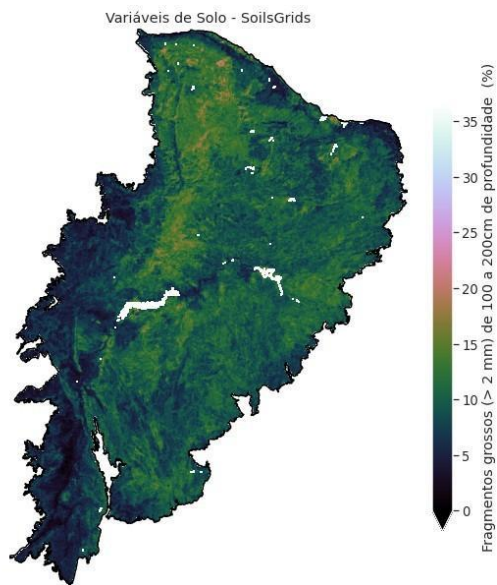
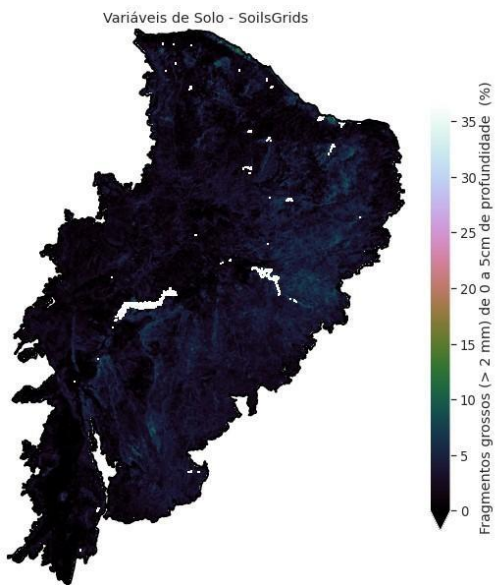
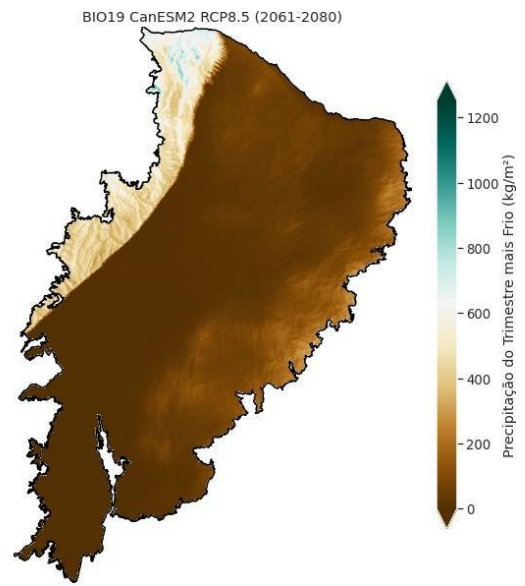
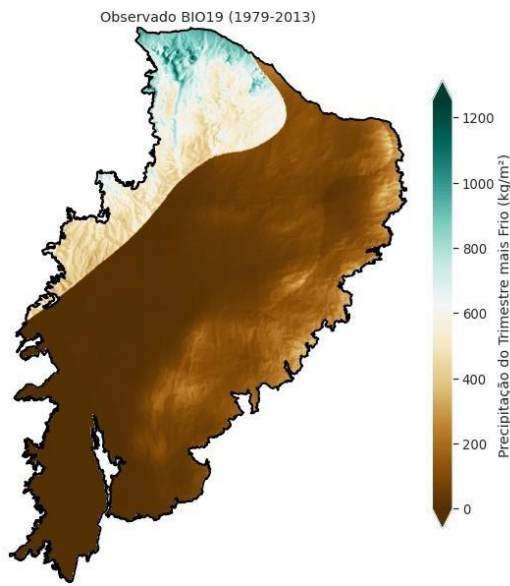


APÊNDICE C – VARIÁVEIS AMBIENTAIS UTILIZADAS PARA CONSTRUIR OS MODELOS

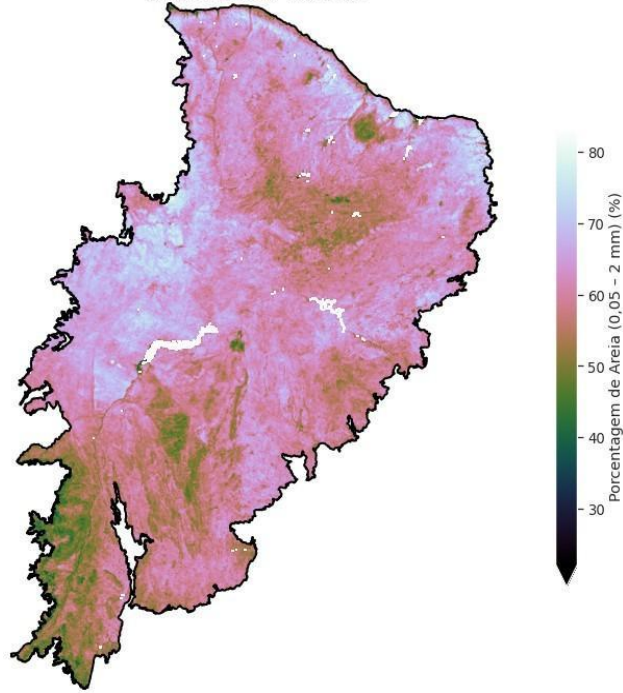




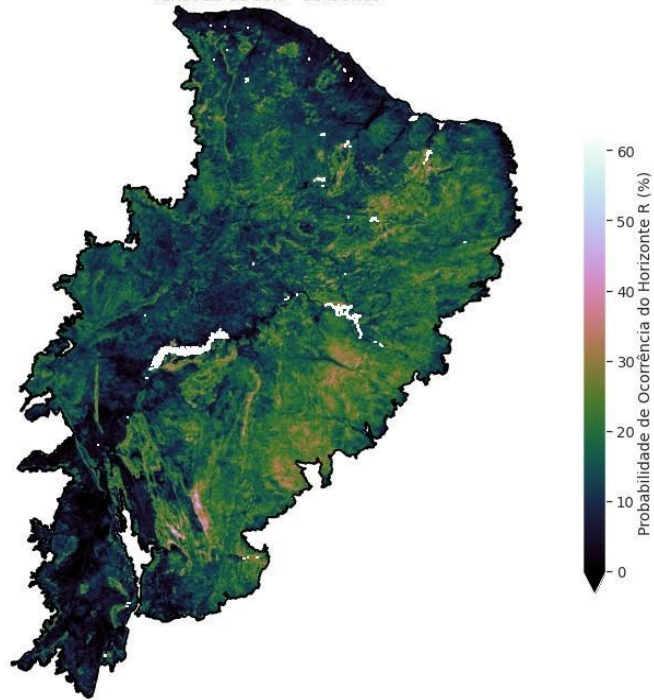




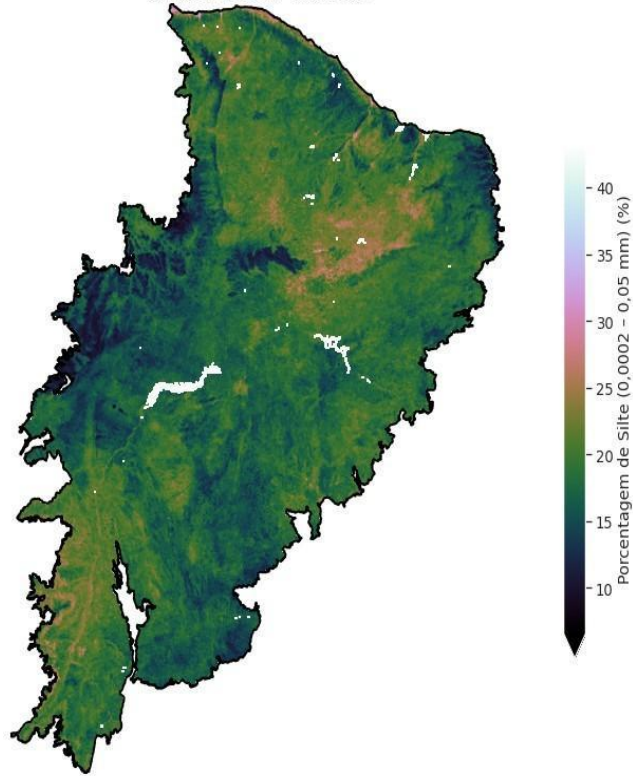
Variáveis de Solo - SoilsGrids



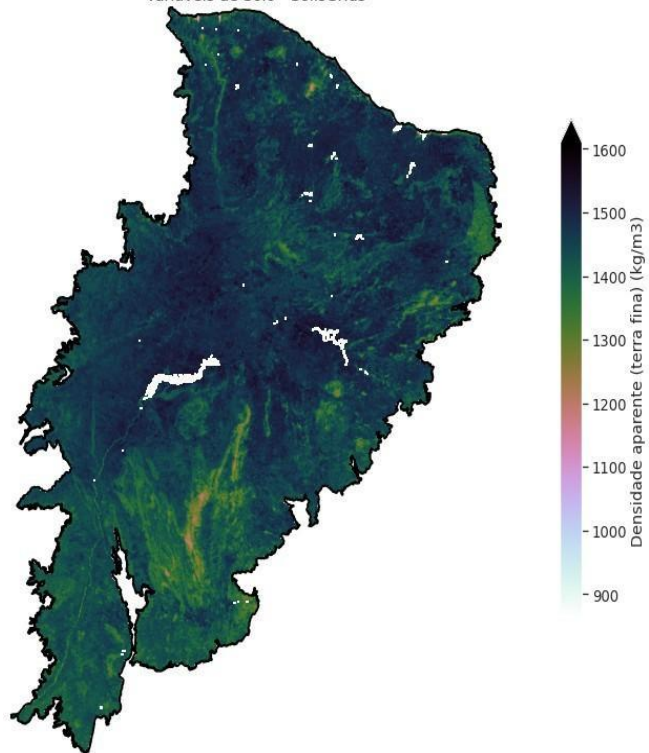
Variáveis de Solo - SoilsGrids



Variáveis de Solo - SoilsGrids

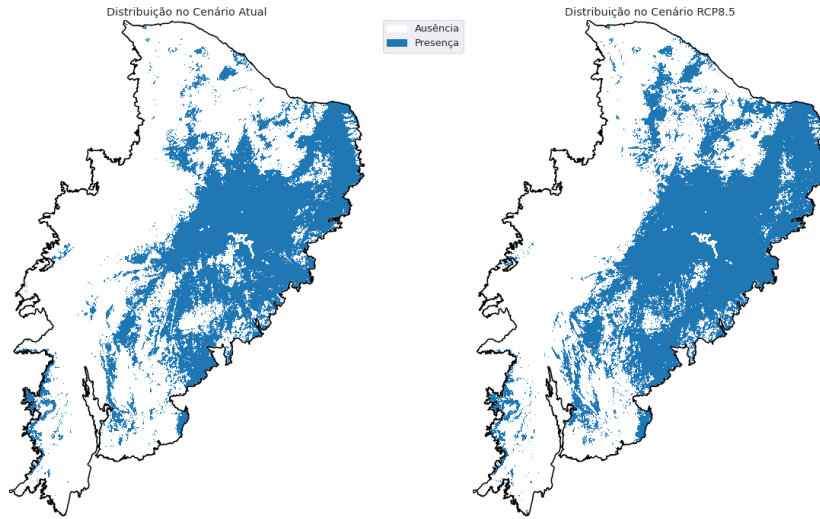


Variáveis de Solo - SoilsGrids

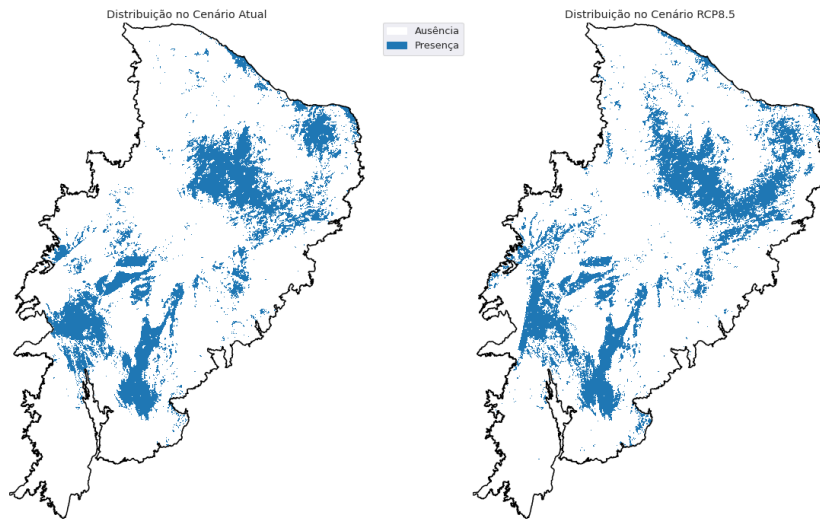


APÊNDICE D – DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES NO CENÁRIO ATUAL E FUTURO

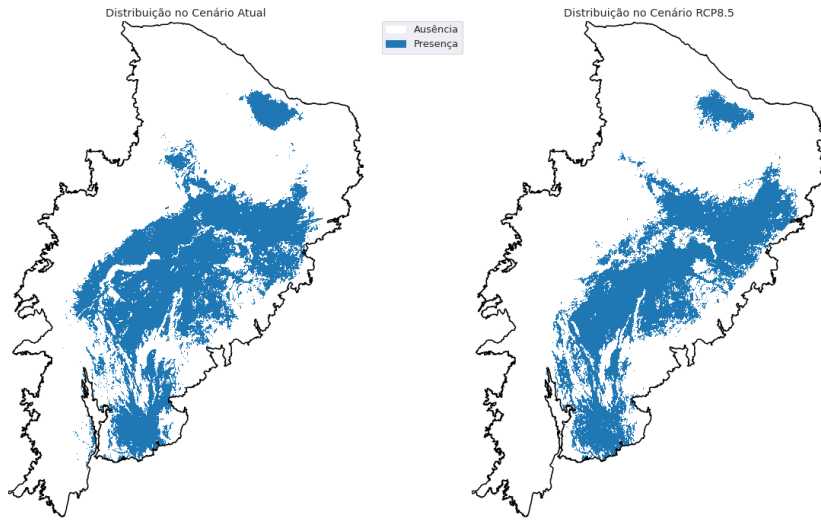
Distribuição de *Ziziphus joazeiro*



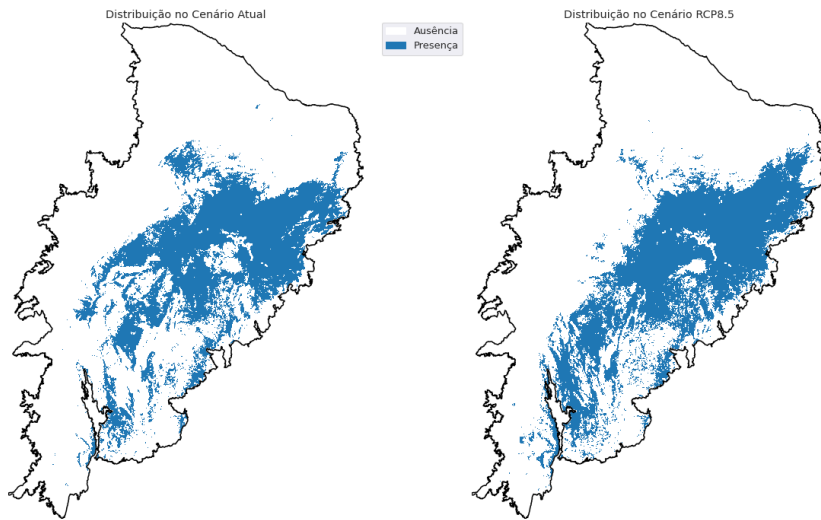
Distribuição de *Ximena americana*



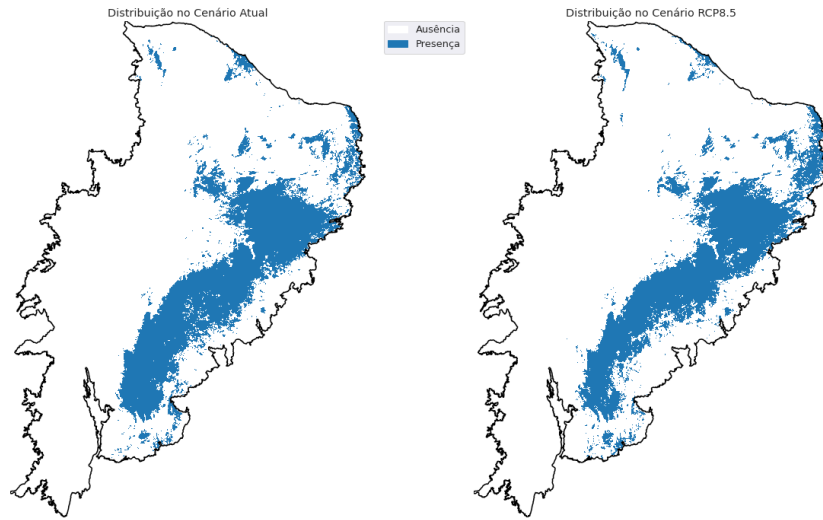
Distribuição de *Varronia leucocephala*



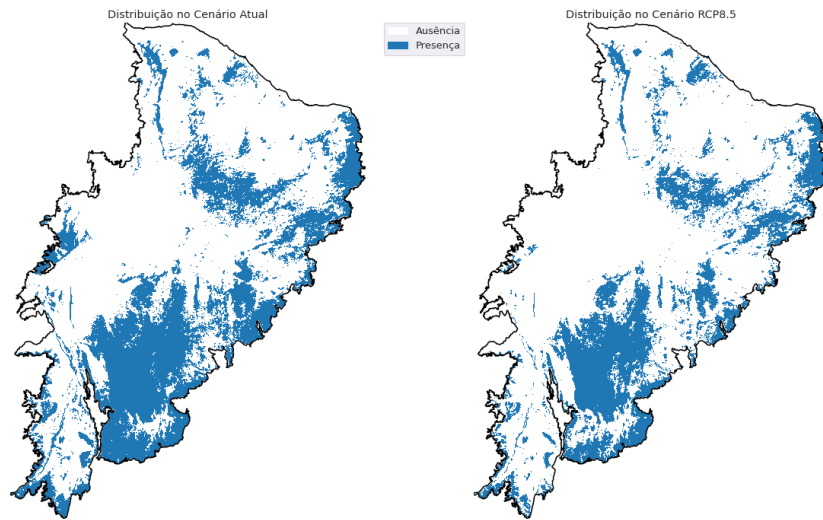
Distribuição de *Spondias tuberosa*



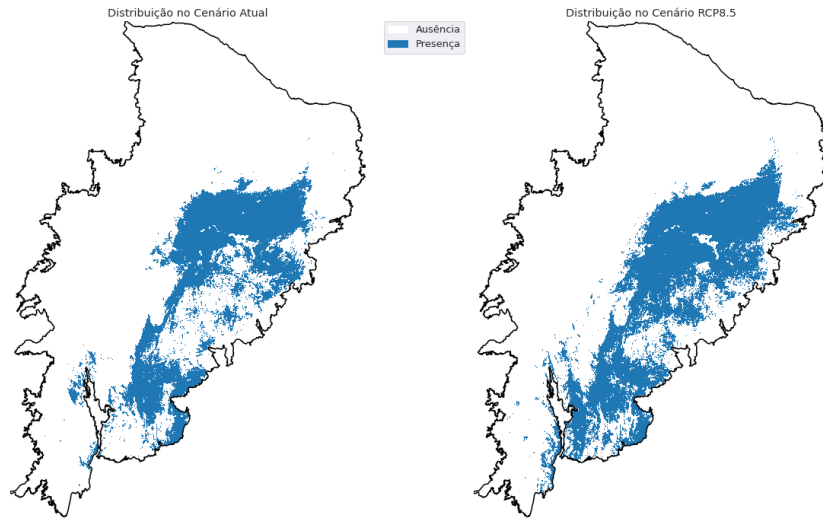
Distribuição de *Senna rizzinii*



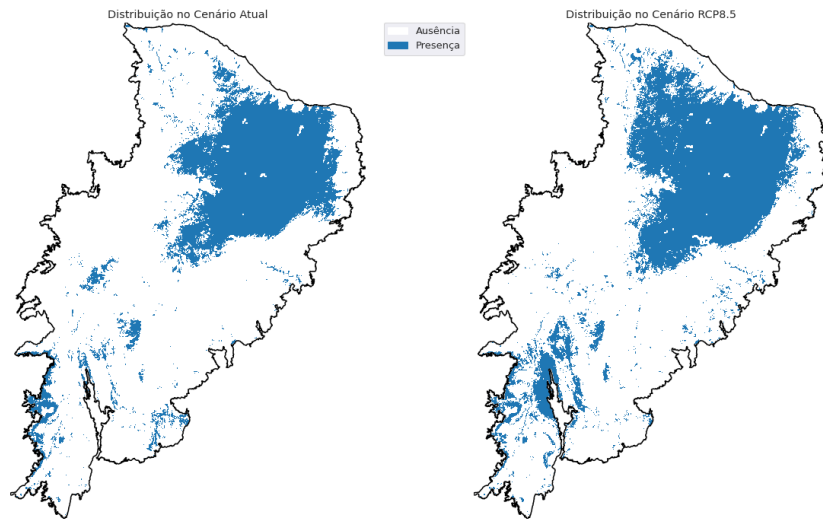
Distribuição de *Senegalia polyphylla*



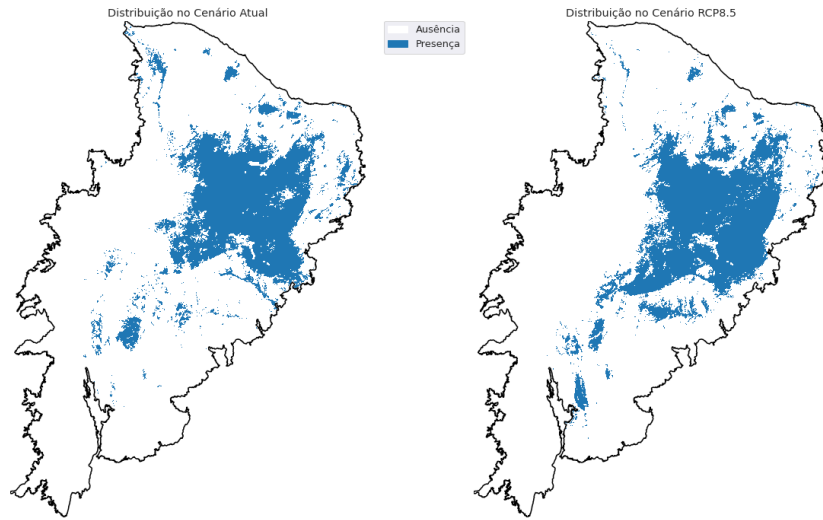
Distribuição de *Schinepsis brasiliensis*



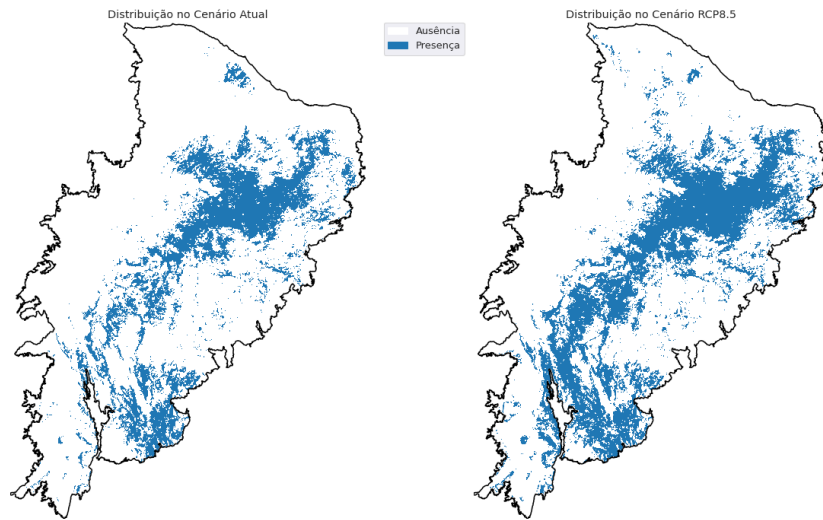
Distribuição de *Pseudobombax marginatum*



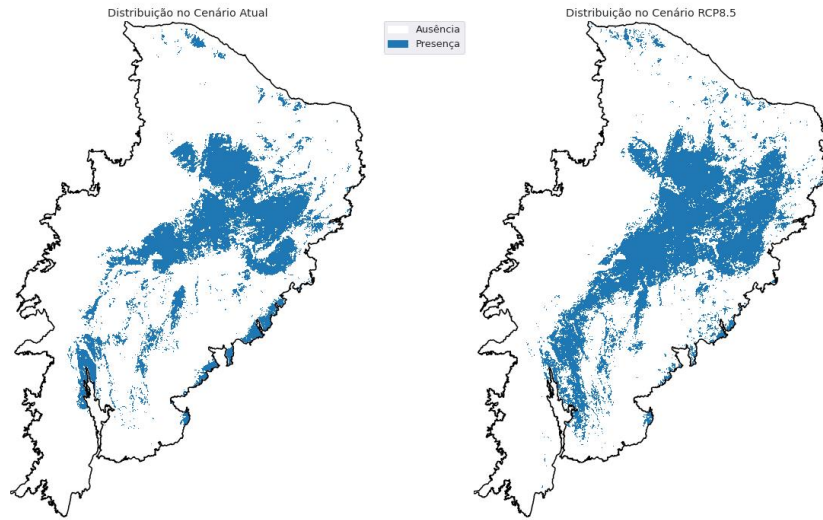
Distribuição de *Piptadenia stipulacea*



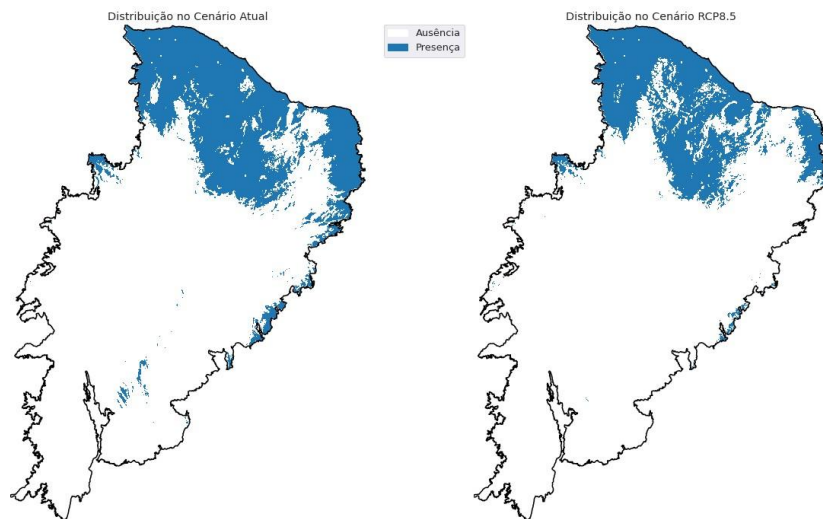
Distribuição de *Myracrodruon urundeuva*



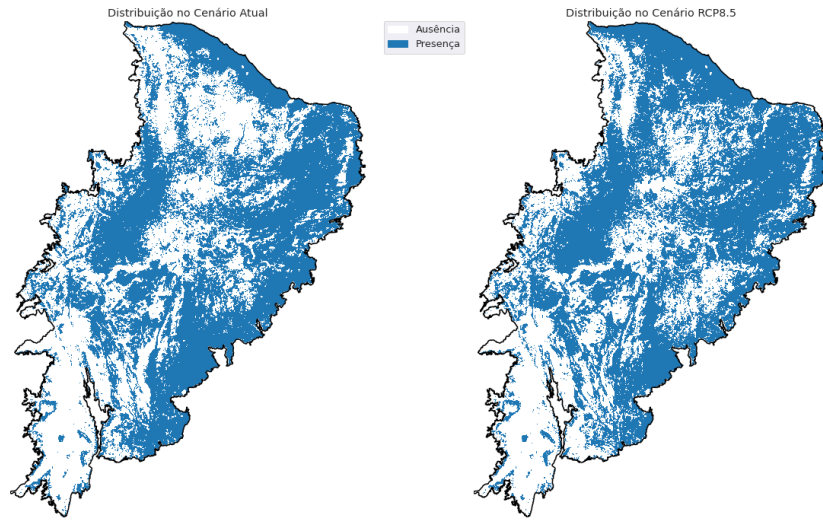
Distribuição de *Mimosa tenuiflora*



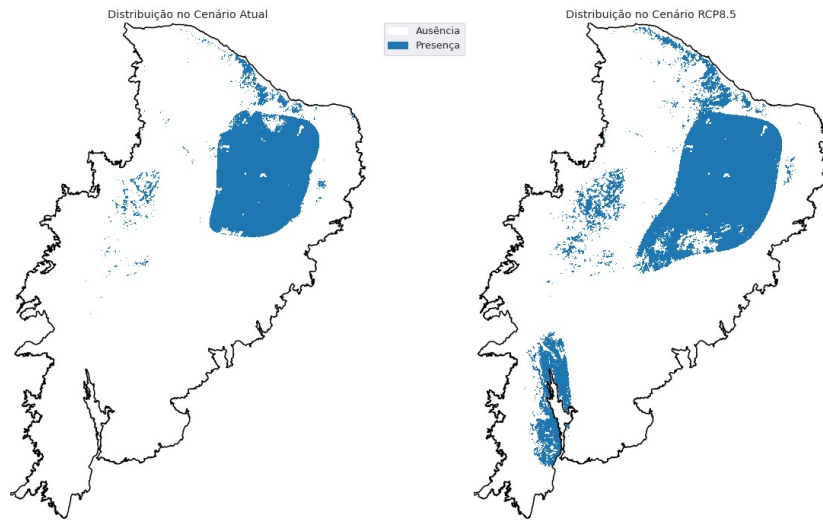
Distribuição de *Mimosa caesalpinifolia*



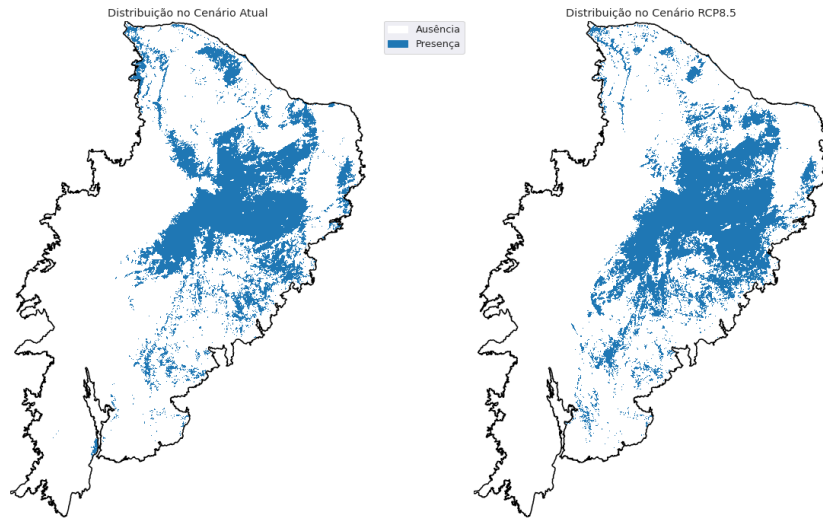
Distribuição de *Manihot carthaginensis*



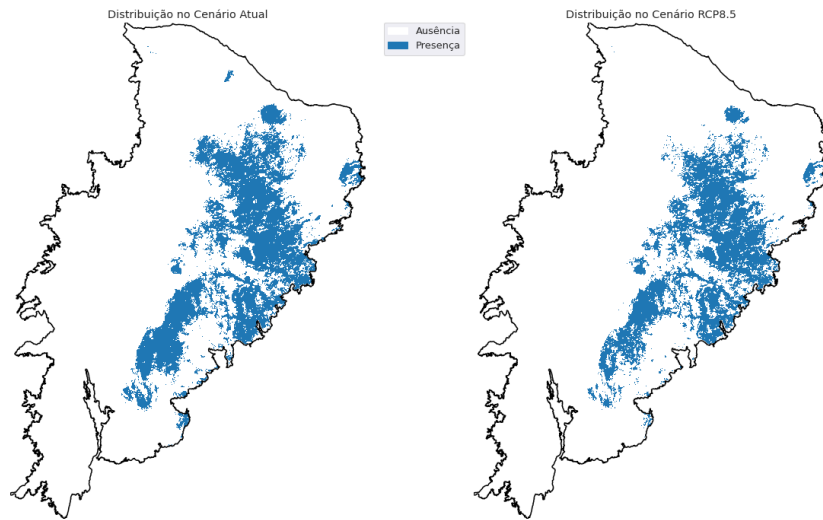
Distribuição de *Luetzelburgia auriculata*



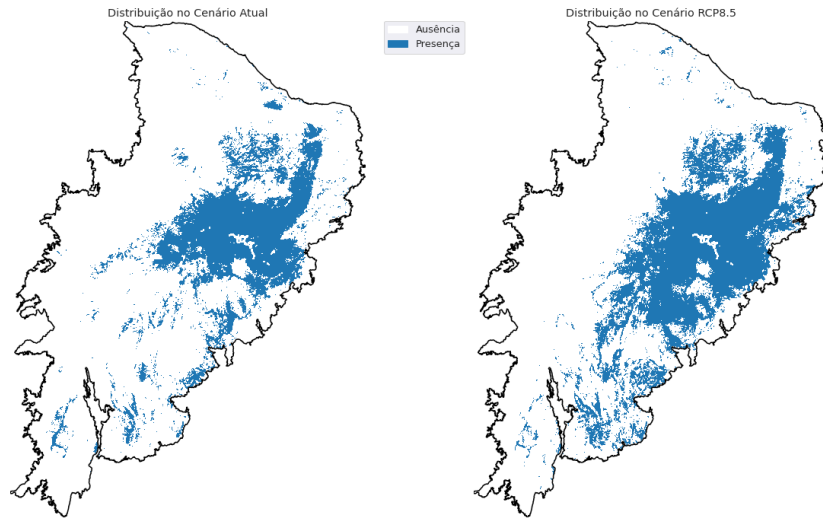
Distribuição de Libidibia ferrea



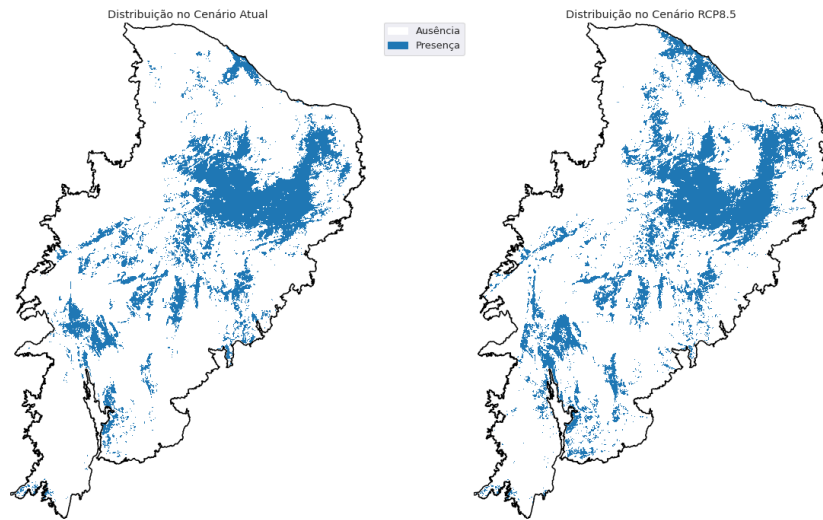
Distribuição de Lantana camara



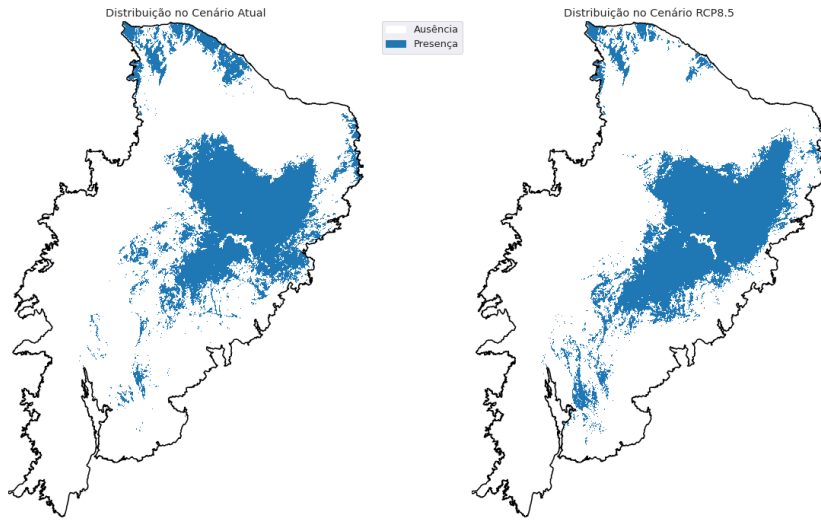
Distribuição de *Jatropha mollissima*



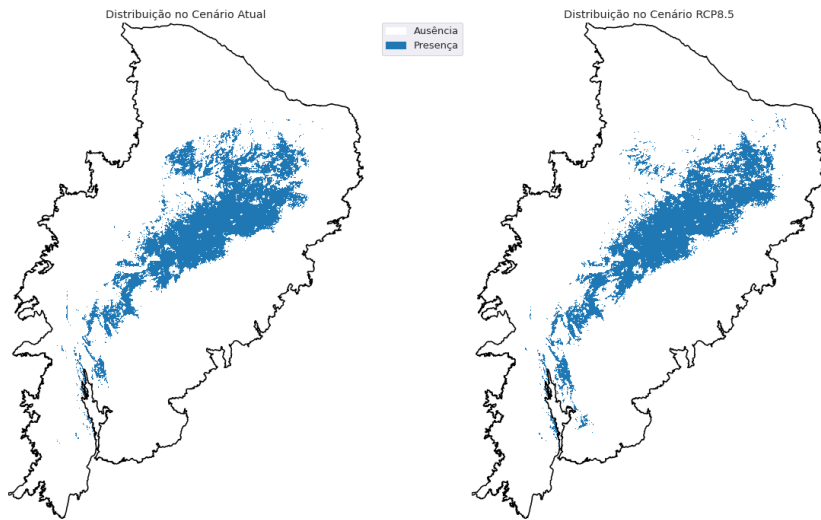
Distribuição de *Helicteres baruensis*



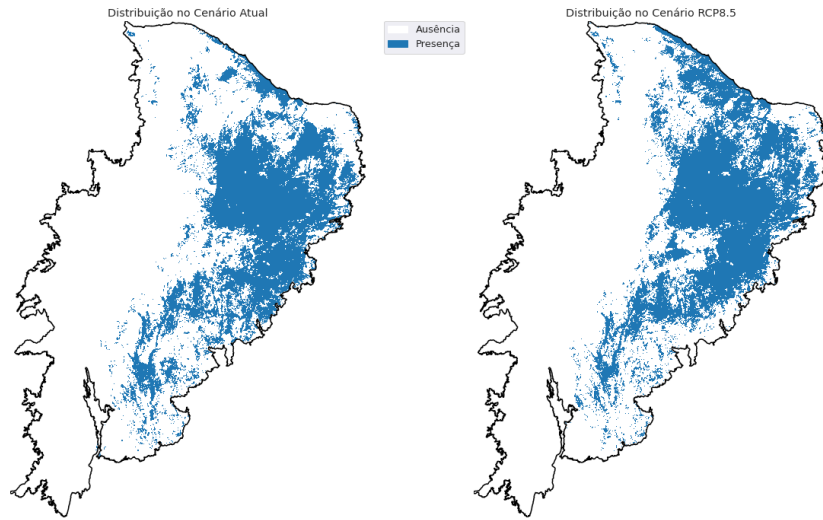
Distribuição de *Handroanthus impetiginosus*



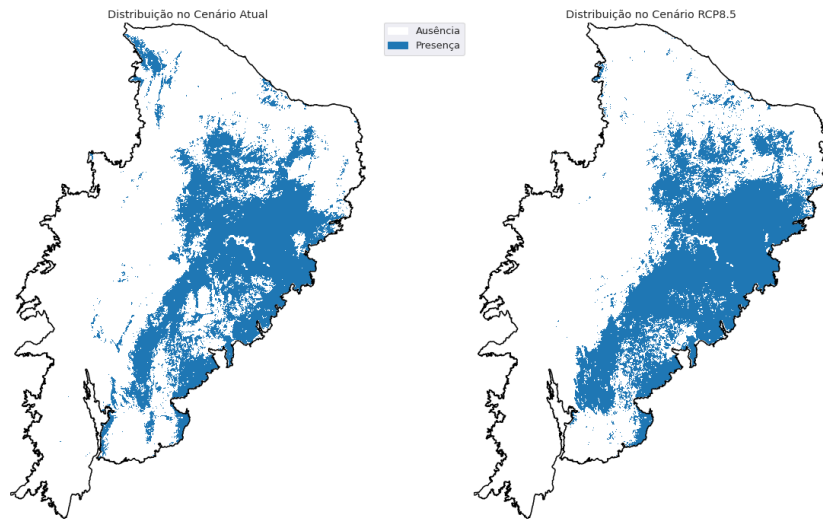
Distribuição de *Erythroxylum pungens*



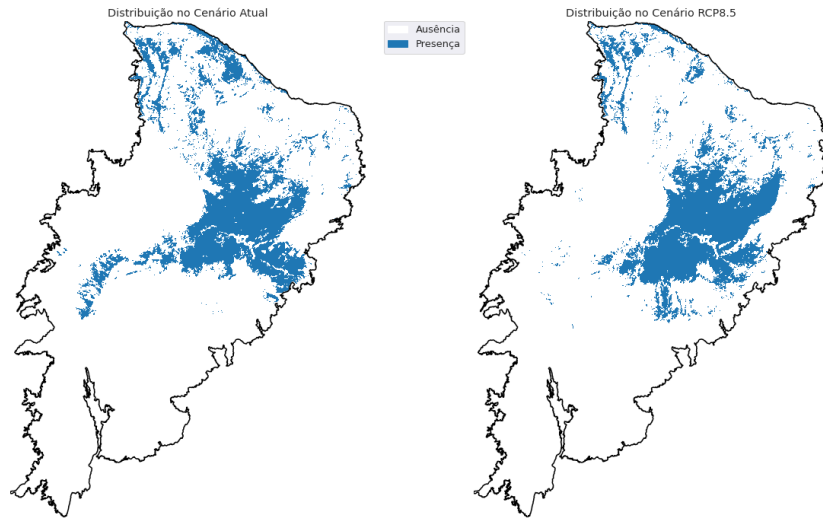
Distribuição de *Cynophalla flexuosa*



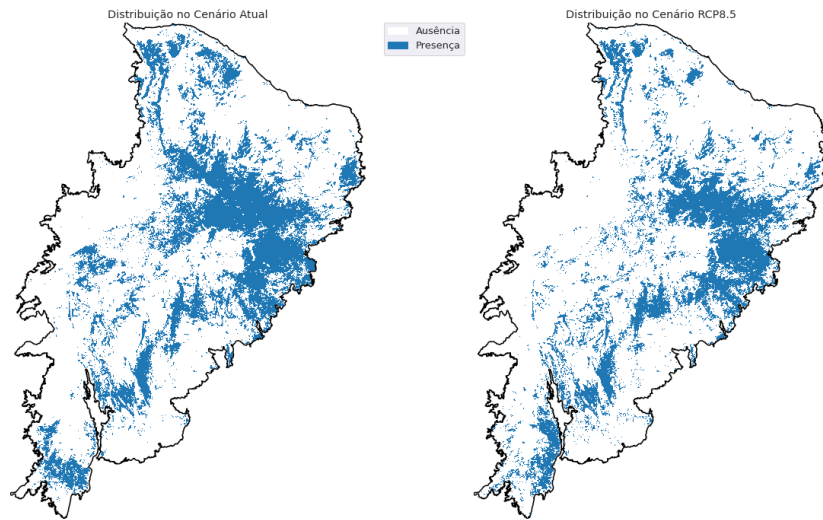
Distribuição de *Croton heliotropifolius*



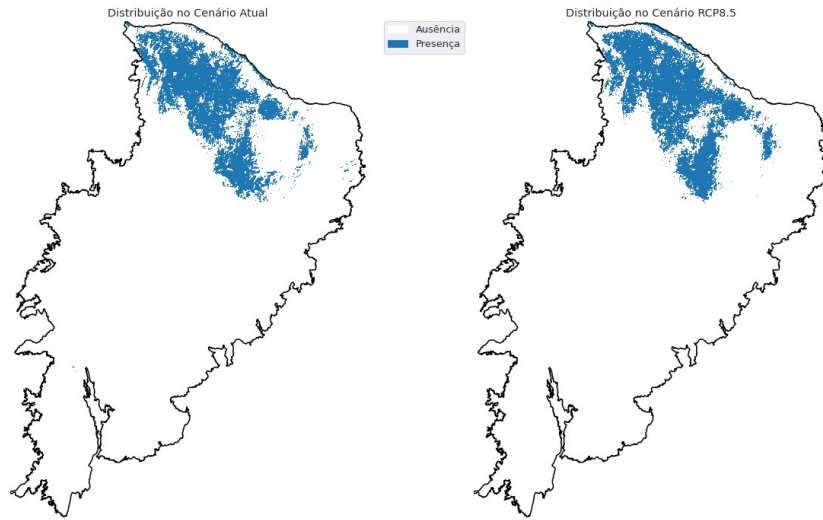
Distribuição de *Croton blanchetianus*



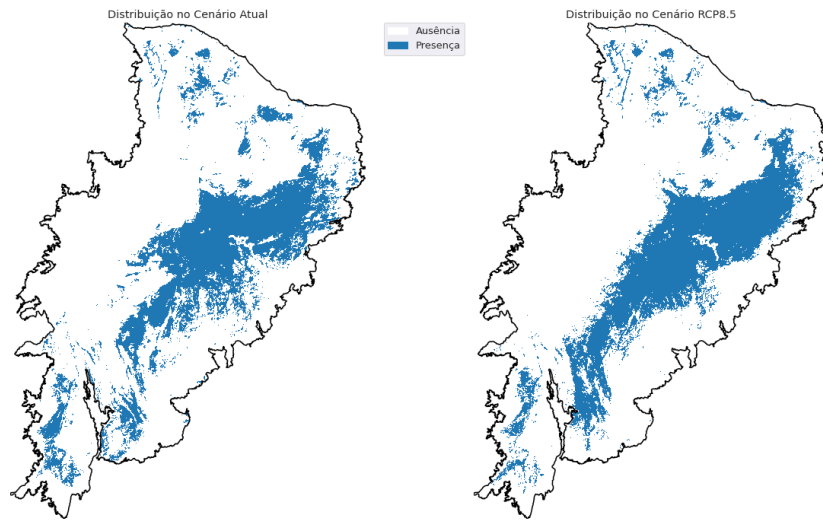
Distribuição de *Cordia trichotoma*



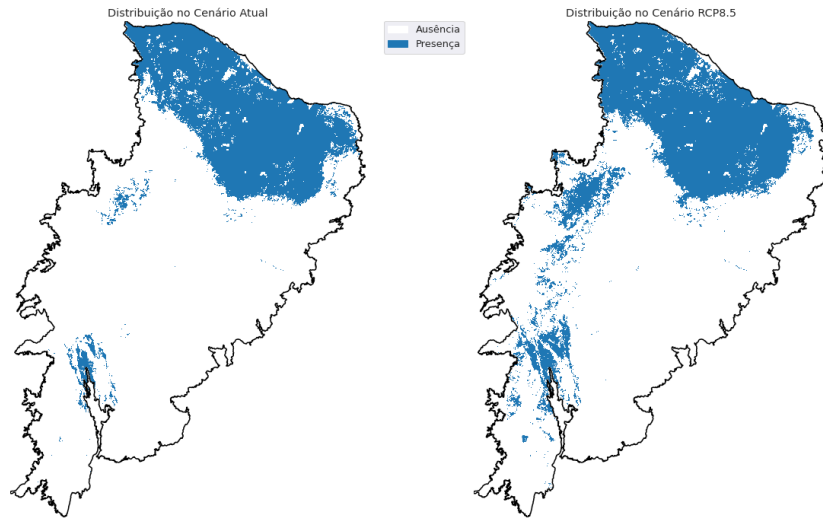
Distribuição de *Cordia oncocalyx*



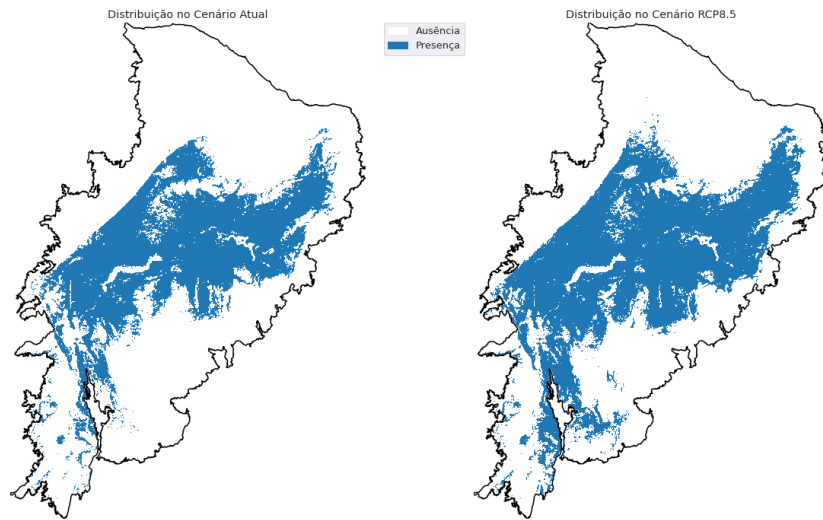
Distribuição de *Commiphora leptophloeos*



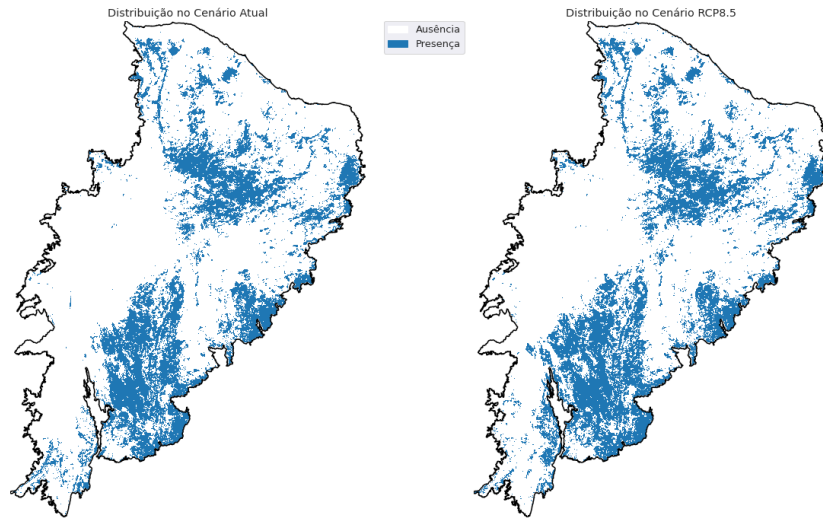
Distribuição de *Combretum leprosum*



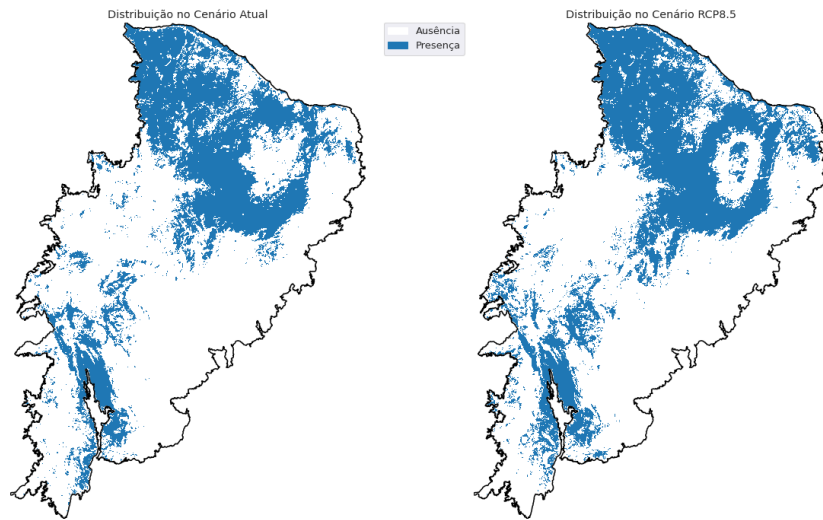
Distribuição de *Cnidocolus phyllacanthus*



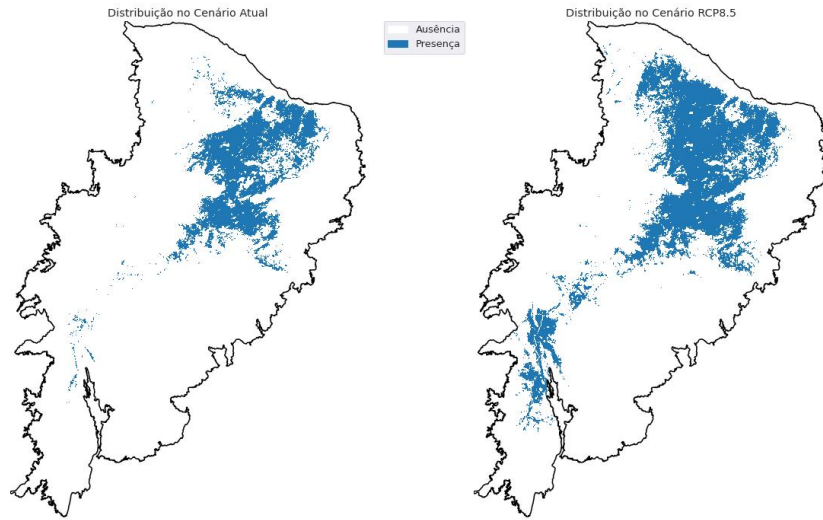
Distribuição de *Chloroleucon dumosum*



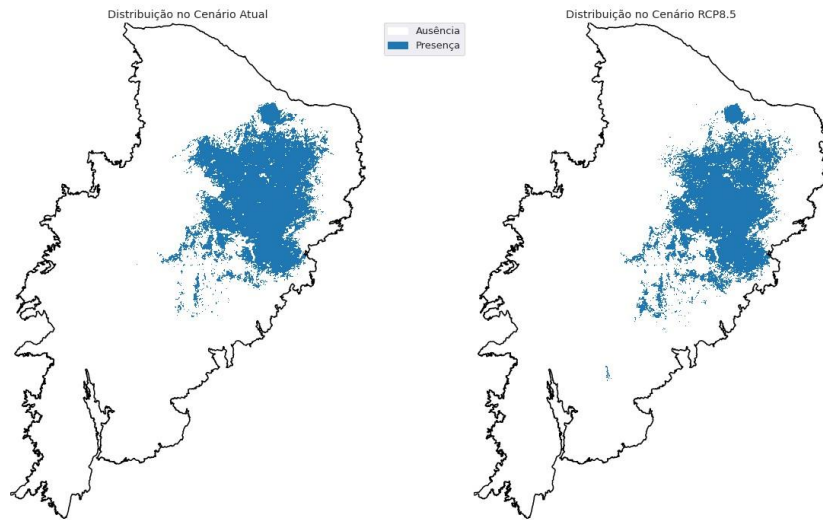
Distribuição de *Cenostigma bracteosa*



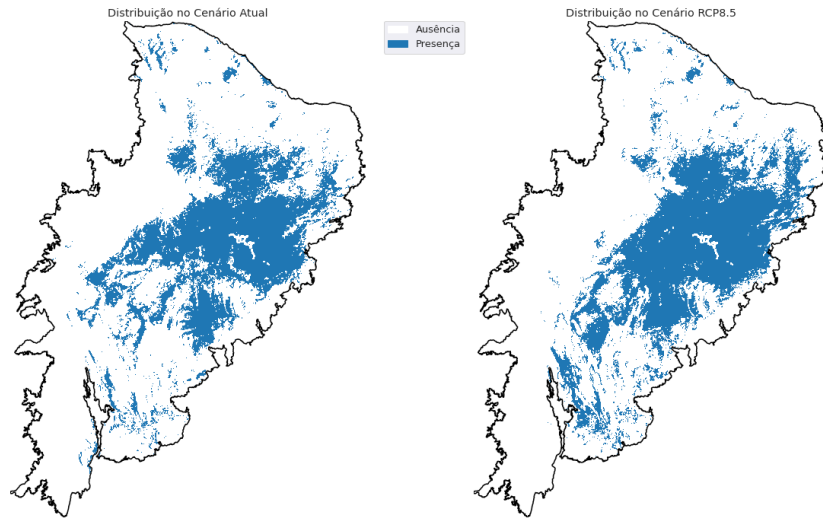
Distribuição de Bauhinia pentandra



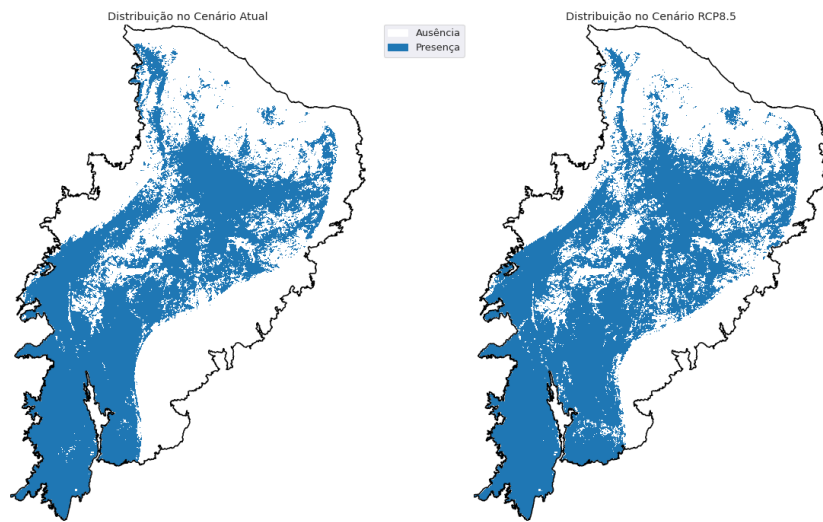
Distribuição de Bauhinia cheilantha



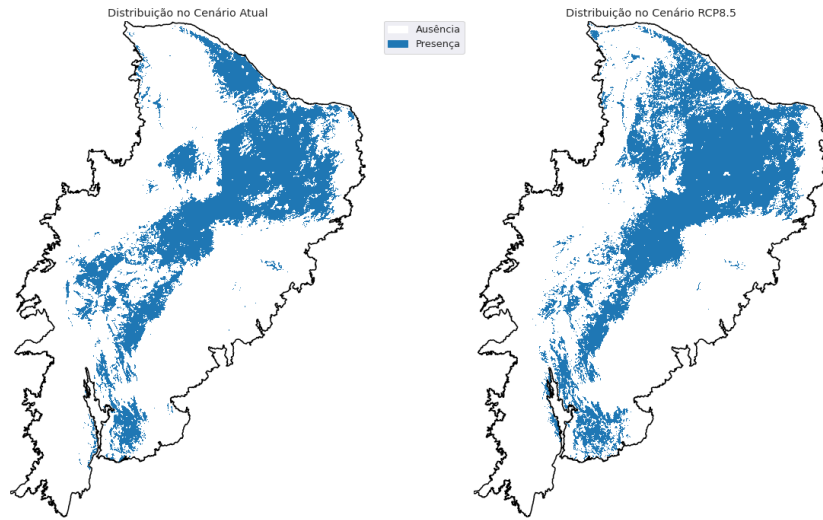
Distribuição de *Aspidosperma pyriformum*



Distribuição de *Aspidosperma multiflorum*



Distribuição de *Amburana cearensis*



Distribuição de *Anadenanthera colubrina*

