



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA REGIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE/PRODEMA



**O Futuro das Espécies de Plantas Invasoras na Caatinga:  
Projeções Climáticas e Visualização Interativa**

**CARLOS LEANDRO COSTA SILVA**

2024

Natal – RN

Brasil

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN  
Sistema de Bibliotecas - SISBI

Catálogo de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Setorial Prof. Leopoldo Nelson - Centro de Biociências - CB

Silva, Carlos Leandro Costa.

O Futuro das espécies de plantas invasoras na Caatinga:  
projeções climáticas e visualização interativa / Carlos Leandro  
Costa Silva. - 2024.

84 f.: il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande  
do Norte, Centro de Biociências, Programa Regional de  
Pós-graduação Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA). Natal,  
2024.

Orientação: Profa. Dra. Priscila Fabiana Macedo Lopes.

Coorientação: Profa. Dra. Rebecca Luna Lucena.

1. Floresta tropical sazonal seca (FTSS) - Dissertação. 2.  
Mudanças climáticas - Dissertação. 3. Espécies não-nativas -  
Dissertação. 4. Modelo de distribuição de espécies (MDEs) -  
Dissertação. 5. Aplicação Shiny - Dissertação. I. Lopes,  
Priscila Fabiana Macedo. II. Lucena, Rebecca Luna. III. Título.

RN/UF/BSCB

CDU 630\*9

Carlos Leandro Costa Silva

O Futuro das Espécies de Plantas Invasoras na Caatinga: Projeções  
Climáticas e Visualização Interativa

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN), como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof(a). Dr(a). Priscila Fabiana Macedo Lopes

Co-Orientador: Prof(a). Dr(a). Rebecca Luna Lucena

2024

Natal – RN

Brasil

CARLOS LEANDRO COSTA SILVA

Dissertação submetida ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN), como requisito para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em:

BANCA EXAMINADORA:

---

Prof(a). Dr(a).  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN)

---

Prof(a). Dr(a).  
Membro Externo à UFRN e ao Estado

---

Prof(a). Dr(a).  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (do PRODEMA/UFRN ou de outra  
Pós-graduação desta Universidade)

## APRESENTAÇÃO

Esta dissertação tem como título "O Futuro das Espécies de Plantas Invasoras na Caatinga: Projeções Climáticas e Visualização Interativa" e é composta por uma Introdução geral, Metodologia geral empregada para o conjunto da obra e dois capítulos (1 - Projeções Climáticas e o Futuro de Plantas Invasoras na Caatinga - *Artigo submetido*; e 2 - Guia Prático para Desenvolvimento de Aplicações Shiny de Visualização de Imagens). O capítulo 1 está formatado de acordo com o periódico ao qual foi submetido, e o endereço do site onde constam as normas do periódico está destacado no início do capítulo.

## RESUMO

### O Futuro das Espécies de Plantas Invasoras na Caatinga: Projeções Climáticas e Visualização Interativa

O aumento de espécies de plantas invasoras, que podem prosperar em novos ambientes apesar dos desafios impostos pelas mudanças climáticas, representa uma preocupação ecológica significativa. Nesse contexto, a Caatinga, uma floresta tropical sazonalmente seca que se estende por 833.000 km<sup>2</sup>, emerge como um ecossistema particularmente vulnerável. As oscilações climáticas podem eventualmente torná-la ainda mais vulnerável a invasões biológicas, abrindo espaço para reestruturações, como a formação de comunidades sem análogos atuais. Para estudar as complexidades dessa vulnerabilidade, utilizamos Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs), projetando a distribuição futura de 19 espécies de plantas já reconhecidas como invasoras na Caatinga sob dois cenários climáticos contrastantes, divididos em quatro intervalos de tempo até o ano de 2100. O procedimento de modelagem foi realizado utilizando o algoritmo de máxima entropia (MaxEnt), que é uma técnica estatística utilizada para modelar distribuições de espécies com base em dados de presença e variáveis ambientais. Os dados de presença e as variáveis foram obtidos de bases de dados online. Esses dados passaram por etapas de tratamento, incluindo a remoção de pontos duplicados e a reprojeção, recorte e criação de uma superfície de viés. Após a criação dos modelos individuais de cada espécie, realizamos uma sobreposição entre eles, resultando em modelos consensuais que oferecem uma visão mais integrada da área potencialmente adequada para invasão na Caatinga. Para aprofundar a exploração dos modelos, agrupamos as espécies em árvores, arbustos, herbáceas e gramíneas. Adicionalmente, exploramos a possibilidade de formação de comunidades sem análogos atuais até o final do século. As análises revelam que as mesmas áreas, com temperaturas médias anuais entre 24 e 27°C e maior precipitação, estão mais propensas a invasões em todos os intervalos de tempo. Árvores e gramíneas foram as formas de vida com uma maior quantidade de áreas aptas à invasão. *Megathyrus maximus* Jacq., *Cenchrus ciliaris* L., *Cenchrus echinatus* L., *Dodonaea viscosa* Jacq. E *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. São as espécies com maior potencial de invasão em ambos os cenários. Apesar da projeção significativa ser de perda de áreas adequadas para invasões na Caatinga (-46,3% otimista, -30,1% pessimista, entre os primeiros e últimos intervalos de tempo), *hotspots* específicos, tais como áreas de maior altitude e mais úmidas, ainda poderiam formar comunidades sem análogos, particularmente sob o estresse ecossistêmico induzido pelas mudanças climáticas. Isso suscita preocupações significativas sobre a sobrevivência das espécies nativas, que são pressionadas por suas limitações fisiológicas e de recursos. Neste contexto, destaca-se a importância de medidas relevantes para proteger o ecossistema da Caatinga e deter a sua perda de biodiversidade. Isto está de acordo com a consecução da ODS 15 (Vida Terrestre) da Agenda 2030 das Nações Unidas, ao agregar novos conhecimentos que podem subsidiar a proteção desse ecossistema único. Como forma de facilitar a disseminação dos resultados gerados e facilitar sua aplicação em políticas públicas, aqui também foi desenvolvida uma aplicação interativa R/Shiny para compor o segundo capítulo desta dissertação. Utilizou-se a linguagem de programação R, implementando bibliotecas e funções essenciais, como o pacote Shiny e tecnologias web complementares. Os MDEs de cada espécie, por forma de vida, e os consensos resultantes da modelagem foram armazenados e organizados em diretórios específicos para facilitar a leitura do *script* e promover a sua visualização na internet. Já os dados dinâmicos (tabelas) foram estruturados em diretórios separados para garantir eficiência no gerenciamento. A identificação do serviço de hospedagem foi feita com base nas publicações feitas entre 2014 e dezembro de 2023. O design da tela inicial foi definido para garantir uma experiência amigável ao usuário. Esta aplicação pode ser observada em [https://illeg.shinyapps.io/SDM\\_App\\_2024/](https://illeg.shinyapps.io/SDM_App_2024/). Esta ferramenta serve como uma conexão entre a pesquisa acadêmica e sua aplicação prática. Ela permite aos usuários visualizarem todas as figuras geradas na modelagem de distribuição de espécies, compreenderem o processo de desenvolvimento da aplicação e, assim, aplicarem esse conhecimento em suas próprias pesquisas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Floresta tropical sazonal seca (FTSS), Mudanças climáticas, Espécies não-nativas, Modelo de distribuição de espécies (MDEs), Aplicação Shiny, Guia.

## ABSTRACT

### Future of Invasive Plant Species in the Caatinga: Climatic Projections and Interactive Visualization

The increase in invasive plant species, which can thrive in new environments despite the challenges posed by climate change, represents a significant ecological concern. In this context, the Caatinga, a seasonally dry tropical forest spanning 833,000 km<sup>2</sup>, emerges as a particularly vulnerable ecosystem. Climatic fluctuations may eventually render it even more susceptible to biological invasions, opening up space for restructuring, such as the formation of communities without current analogs. To study the complexities of this vulnerability, we utilized Species Distribution Models (SDMs), projecting the future distribution of 19 plant species already recognized as invasive in the Caatinga under two contrasting climate scenarios, divided into four time intervals up to the year 2100. The modeling procedure was carried out using the Maximum Entropy algorithm (MaxEnt), which is a statistical technique used to model species distributions based on presence data and environmental variables. Presence data and variables were obtained from online databases. These data underwent treatment steps, including the removal of duplicate points and reprojection, clipping, and creating a bias surface. After creating individual models for each species, we overlaid them, resulting in consensus models that offer a more integrated view of the potentially suitable invasion areas in the Caatinga. To further explore the models, we grouped the species into trees, shrubs, herbaceous plants, and grasses. Additionally, we explored the possibility of forming communities without current analogs by the end of the century. The analyses reveal that the same areas, with average annual temperatures between 24 and 27°C and higher precipitation, are more prone to invasions in all time intervals. Trees and grasses were the life forms with a greater amount of invasion-suitable areas. *Megathyrsus maximus* Jacq., *Cenchrus ciliaris* L., *Cenchrus echinatus* L., *Dodonaea viscosa* Jacq., and *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. are the species with the highest invasion potential in both scenarios. Despite the significant projection of loss of suitable invasion areas in the Caatinga (-46.3% optimistic, -30.1% pessimistic, between the first and last time intervals), specific hotspots, such as higher altitude and more humid areas, could still form communities without analogs, particularly under ecosystemic stress induced by climate change. This raises significant concerns about the survival of native species, which are pressured by their physiological and resource limitations. In this context, the importance of relevant measures to protect the Caatinga ecosystem and halt its biodiversity loss is highlighted. This is in line with the achievement of UN Sustainable Development Goal 15 (Life on Land) of the 2030 Agenda, by adding new knowledge that can support the protection of this unique ecosystem. As a means to facilitate the dissemination of the generated results and their application in public policies, an interactive R/Shiny application was also developed to compose the second chapter of this dissertation. The R programming language was used, implementing essential libraries and functions, such as the Shiny package and complementary web technologies. SDMs for each species, by life form, and the resulting modeling consensus were stored and organized in specific directories to facilitate script reading and promote visualization on the internet. Dynamic data (tables) were structured in separate directories to ensure efficiency in management. The hosting service identification was based on publications made between 2014 and December 2023. The initial screen design was defined to ensure a user-friendly experience. This application can be observed at [https://llle.shinyapps.io/SDM\\_App\\_2024/](https://llle.shinyapps.io/SDM_App_2024/). This tool serves as a connection between academic research and its practical application. It allows users to visualize all figures generated in species distribution modeling, understand the application development process, and thus apply this knowledge in their own research.

**KEYWORDS:** Seasonally Dry Tropical Forest (SDTF), Climate Change, Non-native species, Species Distribution Model (SDM), Shiny Application, Guide.

## LISTA DE FIGURAS

### Introdução geral:

<b>Figura 1</b> - Saída, transporte e introdução em um novo ambiente de uma espécie não-nativa.....	8
<b>Figura 2</b> - Distribuição dos principais ambientes secos no mundo.....	10
<b>Figura 3</b> - Florestas tropicais sazonais secas (FTSS) neotropicais.....	14
<b>Figura 4</b> - Índice de aridez (IA) para o período de 1990 a 2020.....	16
<b>Figura 5</b> - Diagrama ilustrando como comunidades sem análogos podem se desenvolver ao longo do tempo com a mudança climática.....	20
<b>Figura 6</b> - Metodologia simplificada para o procedimento de criação de modelos de distribuição de espécies(MDEs).....	27
<b>Figura 7</b> - Estrutura de uma aplicação web Shiny.....	31

### Capítulo 1:

<b>Fig 1</b> - Espécies (n=19) que foram modeladas com base no número de pontos georreferenciados disponíveis para a Caatinga.....	52
<b>Fig 2</b> - (a) Importância das variáveis na projeção da distribuição de 19 espécies potencialmente invasoras (teste de Jackknife) na Caatinga.....	53
<b>Fig 3</b> - Habitats projetados para 19 espécies atuais de plantas invasoras no ecossistema da Caatinga, Brasil.....	54
<b>Fig 4</b> - Invasão potencial em áreas de alta adequabilidade por formas de vida de plantas em cenários de mudança climática ao longo dos anos.....	55
<b>Fig 5</b> - Área total projetada de alta adequabilidade (km <sup>2</sup> ) para invasão por 19 espécies de plantas invasoras modeladas até o final do século XXI.....	56
<b>Fig 6</b> - Projeção conceitual de áreas adequadas onde comunidades sem análogos (NACs) podem surgir em cenários futuros.....	57

### Capítulo 2:

<b>Figura 1</b> - Processo de criação da aplicação shinyView.....	74
<b>Figura 2</b> - Distribuição das plataformas de hospedagem para aplicativos Shiny em artigos acadêmicos.....	77
<b>Figura 3</b> - Aplicação shinyView delineada para dispositivos móveis (à esquerda) e computadores pessoais (à direita).....	77

<b>Figura 4 - Conteúdo de cada botão principal em dispositivos móveis.....</b>	<b>78</b>
--	-----------

## LISTA DE TABELAS

### Introdução geral

<b>Tabela 1 - Espécies não-nativas invasoras de alto grau de invasão.....</b>	<b>17</b>
---	-----------

<b>Tabela 2 - Principais Bibliotecas e funções que serão usadas para a produção da aplicação Shiny.....</b>	<b>32</b>
---	-----------

### Capítulo 1

<b>Tabela 1 - Teste de multicolinearidade usando o coeficiente de correlação de Pearson das variáveis ambientais.....</b>	<b>50</b>
---	-----------

<b>Tabela 2 - AUCs Médias (Área Sob a Curva) para as 19 espécies de plantas potencialmente invasoras modeladas na Caatinga, em cada cenário de mudança climática ao longo do tempo.....</b>	<b>52</b>
---	-----------

<b>Tabela 3 - Áreas adequadas (km<sup>2</sup>) para invasão biológica sob cenários de mudança climática ao longo dos anos.....</b>	<b>55</b>
--	-----------

### Capítulo 2

<b>Tabela 1 - Script simplificado da aplicação shinyView.....</b>	<b>78</b>
---	-----------

# SUMÁRIO

<b>SUMÁRIO</b>	<b>6</b>
1. Introdução geral	8
1.1. Espécies não-nativas e não-nativas invasoras	8
1.2. Espécies de plantas não-nativas em ambientes terrestres	9
1.3. Espécies de plantas não-nativas em ambientes secos	10
2. Mudanças climáticas	11
2.1. Mudanças climáticas e espécies não-nativas	11
3. Ecossistema da Caatinga	12
3.1. Mudanças climáticas na Caatinga	14
3.2. Presença de plantas não-nativas invasoras na Caatinga	16
3.3. Formação de comunidades sem análogos atuais na Caatinga	19
3.4. Desenvolvimento de modelos que integram mudanças climáticas e invasões biológicas	21
4. Objetivos e Hipóteses	23
5. Metodologia geral	24
5.1. Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs)	24
5.2. O Algoritmo/programa MaxEnt	25
5.3. Construção de um MDE com MaxEnt	26
5.4. Comparação com Outros Modelos	28
5.5. Cenários de mudanças climáticas e Modelos Climáticos Globais (MCGs)	28
6. Aplicação Shiny	30
Referências	33
<b>CAPÍTULO 1</b>	<b>41</b>
1. Introdução	42
2. Materiais e métodos	46
2.1. Área de estudo	46
2.2. Modelos de distribuição de espécies (MDEs)	47
2.3. Cenários de Mudanças Climáticas	48
2.4. Coleta de Dados	48
2.5. Abordagem Estatística	49
3. Resultados	52
3.1. Distribuição Consensual na Caatinga	53
3.2. Distribuição das Formas de Vida	55
3.3. Espécies com ampla área de invasão	56
3.4. Locais onde comunidades sem análogos podem surgir	56
4. Discussão	57
5. Conclusão	61
Referências	62
<b>CAPÍTULO 2</b>	<b>71</b>
1. Introdução	72
2. Metodologia	73
2.1. Organização dos dados	75

2.2. Bibliotecas usadas	75
2.3. Definição do visual da tela inicial	76
2.4. Principais funções de ação usadas	76
2.5. Publicação	76
3. Resultados	77
4. Conclusão	80
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>	<b>81</b>
Referências	82

## 1. Introdução geral

Espécies não-nativas representam uma preocupação crescente devido ao seu potencial invasor, especialmente quando combinadas com as mudanças climáticas em curso. Neste contexto, exploramos a interconexão entre espécies não-nativas, mudanças climáticas e o ecossistema da Caatinga. Como um prelúdio às análises que se seguem, é essencial compreender a intrínseca relação entre esses elementos, desde a introdução de espécies não-nativas em novos ambientes até a dinâmica dos ecossistemas sob pressões climáticas crescentes. Por isso, discutimos a dinâmica de bioinvasões no mundo e, em um contexto mais específico, na Caatinga, uma das florestas tropicais sazonais secas (FTSS), presente na região nordeste do Brasil, que possui uma biodiversidade única e uma vulnerabilidade particular às mudanças climáticas e às invasões biológicas.

### 1.1. Espécies não-nativas e não-nativas invasoras

Espécies animais e vegetais não-nativas, também chamadas de exóticas, são organismos introduzidos fora de suas áreas de distribuição natural. Isso pode ocorrer por ações intencionais (e.g., agricultura e jardinagem) ou acidentais, como por transporte marítimo, que pode levar espécies por meio de águas de lastro (Figura 1) (HERINGER et al. 2024; HOLL 2023; SCHULZ et al. 2021). Embora a introdução desses organismos não seja nova e acompanhe a história da civilização humana há décadas, a escala e a velocidade das introduções aumentaram nos últimos séculos devido à globalização e ao crescimento do comércio e viagens internacionais (RANJBAR et al. 2024).



Figura 1 - Saída, transporte e introdução em um novo ambiente de uma espécie não-nativa e os estágios subsequentes de estabelecimento, dispersão e impacto ambiental. Adaptado de Schulz et al. (2021).

A introdução de espécies não nativas em novos ambientes pode resultar em diferentes impactos. Algumas espécies não nativas podem coexistir pacificamente no novo ecossistema, sem competir por recursos ou prejudicar outras espécies. Outras, por sua vez, conhecidas como espécies não nativas invasoras podem ocasionar danos significativos às espécies nativas

e alterarem os processos ecossistêmicos no ambiente em que foram introduzidas, afetando negativamente a biodiversidade, a saúde humana e a economia local (HOLL 2023). Essas espécies invasoras representam uma preocupação particular devido aos danos que podem causar (GRATTAROLA et al. 2024). As espécies não-nativas invasoras podem desencadear uma série de efeitos prejudiciais na biodiversidade nativa, incluindo uma competição por recursos, uma predação excessiva e uma interrupção dos ecossistemas locais, como a alteração da estrutura do solo e a redução da disponibilidade de nutrientes devido ao crescimento denso de suas raízes, o que pode afetar a capacidade de retenção de água e a estabilidade do solo (NISIN et al. 2024). Isso pode levar à diminuição da diversidade de espécies nativas e à perda de habitats importantes para a sobrevivência de diversas formas de vida (JONES; MCDERMOTT 2018).

Além disso, essas espécies invasoras podem representar riscos para a saúde humana, seja diretamente, através da transmissão de doenças, ou indiretamente, através da degradação do ambiente. Isso pode incluir a propagação de patógenos que afetam seres humanos, animais domésticos ou animais selvagens, aumentando o risco de doenças emergentes ou reemergentes (MAZZA et al. 2014). Em termos econômicos, as espécies não-nativas invasoras podem causar impactos significativos em vários setores, como agricultura, pesca, turismo e infraestrutura. Isso pode levar a perdas financeiras substanciais devido à redução da produtividade, danos à propriedade e custos associados à mitigação e controle dessas espécies invasoras (CRYSTAL-ORNELAS et al. 2021; ZENNI et al. 2021). Por exemplo, estima-se que a gestão de animais e plantas invasoras resulte em prejuízos em torno de US\$ 1,28 trilhão (DIAGNE et al. 2021). Os mexilhões-zebra (*Dreissena polymorpha*), originários da Rússia e da Ucrânia, são um exemplo dessas espécies invasoras. Amplamente disseminados nos corpos d'água da América do Norte, esses mexilhões frequentemente obstruem os sistemas de entrada de água nas torres de resfriamento das usinas. A remoção e a prevenção de sua disseminação geram um custo anual estimado em cerca de meio bilhão de dólares (HODDLE s.d.).

### 1.2. *Espécies de plantas não-nativas em ambientes terrestres*

Os episódios de invasões causadas por espécies não-nativas invasoras ocorrem tanto em ambientes marinhos quanto terrestres, envolvendo plantas e animais. No contexto terrestre, particularmente de plantas, há uma extensa lista de espécies que causam impactos negativos em cada país (HERINGER et al. 2024). A Leucena (*Leucaena leucocephala* Lam. de Wit.), por exemplo, originária da América Central e América do Norte (México) e introduzida em diversas partes do mundo, adequou-se bem a essas novas regiões, crescendo

rapidamente e superando as plantas nativas, resultando em danos significativos à biodiversidade local e aos ecossistemas naturais (SHARMA et al. 2022).

### 1.3. *Espécies de plantas não-nativas em ambientes secos*

Os ambientes secos são caracterizados por sua baixa precipitação anual, o que resulta em condições que desafiam a sobrevivência da flora e fauna. Esses ecossistemas são encontrados em várias partes do mundo, desde os vastos desertos até as florestas secas (Figura 2) (BRASIL et al. 2018).

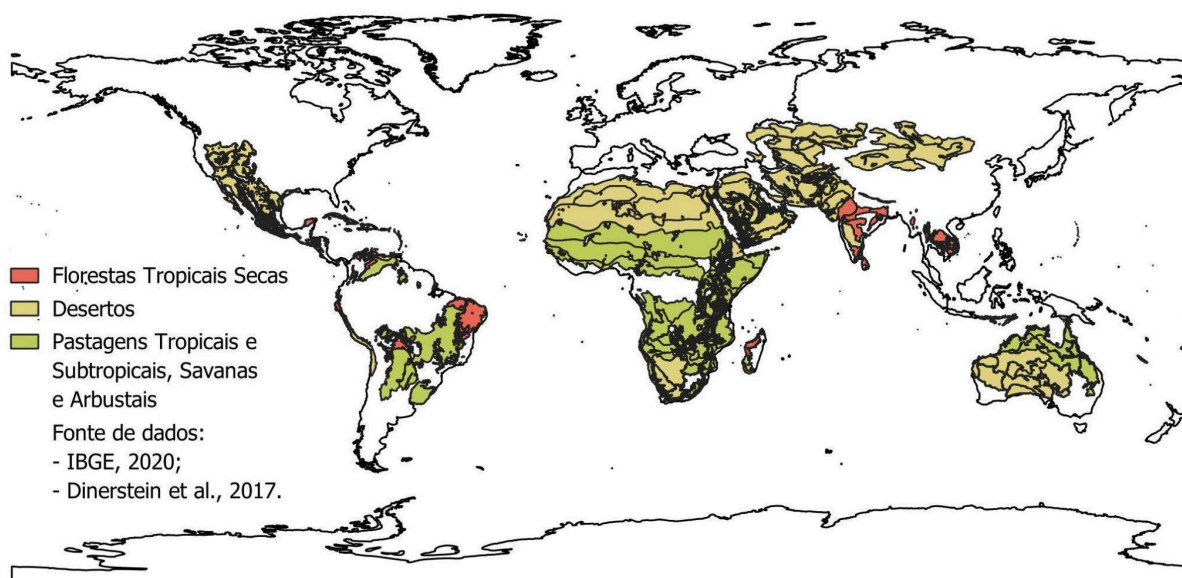


Figura 2 - Distribuição dos principais ambientes secos no mundo.

Os ecossistemas áridos, como os desertos, são conhecidos por suas condições extremas de secura, com precipitação anual frequentemente inferior a 250 mm (KATSANEVAKIS et al. 2023). A pouca diversidade de vegetação é esparsa e adaptada para sobreviver diante do baixo nível pluviométrico (OLIVEIRA et al. 2010). A fauna dessas regiões também demonstra adaptações notáveis à escassez de água e ao calor extremo, desenvolvendo hábitos noturnos para evitar o sol do meio-dia e mecanismos fisiológicos para conservar água (KATSANEVAKIS et al. 2023).

Por outro lado, as florestas secas, como as Florestas Tropicais Sazonais Secas (FTSSs), embora também sejam consideradas ambientes secos, apresentam um regime de precipitação um pouco mais generoso do que os desertos, permitindo o desenvolvimento de uma cobertura vegetal mais densa. Essas florestas experimentam períodos de seca

pronunciados, intercalados por estações úmidas, o que influencia diretamente a fenologia das plantas, muitas das quais perdem suas folhas durante a estação seca para reduzir a perda de água (BARBOSA et al. 2011; MAASS; BURGOS 2011; MEIR; PENNINGTON 2011).

A adequação das espécies de plantas não-nativas a ambientes secos varia significativamente, sendo que algumas delas podem se tornar invasivas e causar alterações nos ecossistemas (LIMA; GIRÃO 2020). Espécies nativas da África, Índia, América Central e outras regiões já foram listadas como invasoras em diversos ambientes secos, transformando extensas áreas em monoculturas, afetando negativamente a biodiversidade local (FENG; DU; VAN KLEUNEN 2022).

## **2. Mudanças climáticas**

### *2.1. Mudanças climáticas e espécies não-nativas*

A influência das mudanças climáticas na distribuição de espécies não-nativas é um campo de estudo que destaca a interseção complexa entre o clima global em mudança e a dinâmica das invasões biológicas (VERA-ESCALONA et al. 2024). À medida que o clima oscila, com aumentos de temperatura, alterações nos padrões de precipitação e eventos climáticos extremos mais frequentes, os ecossistemas sofrem alterações que podem favorecer a introdução, estabelecimento e expansão de espécies não-nativas (SILVA; HIGUCHI; SILVA 2018). Com a mudança das zonas climáticas, abre-se espaço para a adequação das espécies introduzidas, permitindo que sobrevivam em regiões onde as condições climáticas se tornaram mais semelhantes às de suas áreas de origem (FENG; DU; VAN KLEUNEN 2022; KATO-NOGUCHI 2023). Podem ainda alcançar novas regiões por meio dos dispositivos naturais de dispersão, como áreas de alta latitude e altitude cada vez mais propícias a serem alvo de invasões devido ao significativo aquecimento climático nessas regiões (HULME 2017; ISELI et al. 2023; PAUCHARD et al. 2016).

No entanto, o aquecimento não é o único fator que pode exercer influência positiva no estabelecimento dessas espécies, pois o aumento da carga hídrica em eventos prolongados de precipitação pode, a longo prazo, favorecer o estabelecimento de espécies que preferem condições mais úmidas (DUDENHÖFFER; LUECKE; CRAWFORD 2022; GU et al. 2023).

Além disso, as mudanças climáticas podem influenciar a distribuição de espécies não-nativas indiretamente, por meio de efeitos sobre os organismos hospedeiros, vetores de dispersão e patógenos (ZHANG et al. 2023). Por exemplo, o aumento das temperaturas pode

acelerar o ciclo de vida de certos insetos vetores, aumentando sua capacidade de dispersar patógenos ou espécies vegetais não-nativas para novas áreas (MAZZA et al. 2014). Mudanças na fenologia, como o tempo de floração das plantas ou os padrões de migração animal, também podem desencadear eventos que favorecem a invasão e estabelecimento de espécies não-nativas (ZETTLEMOYER; SCHULTHEIS; LAU 2019; ZHANG et al. 2023).

Embora muitas discussões sobre as mudanças climáticas e espécies não-nativas invasoras se concentrem em como o aquecimento global pode facilitar invasões biológicas, há a possibilidade de estas mudanças dificultarem a sobrevivência desses organismos em alguns cenários (CHARLES; DUKES 2007). Esses cenários dependem de uma complexa interação de fatores ecológicos, biogeográficos, antropogênicos e climáticos que podem limitar a capacidade de essas espécies se estabelecerem, crescerem e reproduzirem em novos ambientes (LOPES et al. 2023). Por exemplo, da mesma forma que mudanças fenológicas desencadeadas pelas alterações climáticas podem favorecer o estabelecimento de não-nativas invasoras, elas também podem desfavorecer o equilíbrio entre essas espécies e os recursos necessários para seu estabelecimento e reprodução (ARAKAKI et al. 2011). Isto pode se dar, por exemplo, através da alteração dos padrões de migração de espécies nativas que servem como dispersores para espécies não-nativas, diminuindo o alcance dessas últimas para novos lugares (RAI; SINGH 2020).

Outro mecanismo pelo qual as mudanças climáticas podem inibir invasões biológicas é o aumento da ocorrência de eventos de secas prolongadas ou inundações intensas (HULME 2017). Esses eventos podem exceder a tolerância ecológica de espécies não-nativas invasoras, especialmente aquelas que estão no limite de sua faixa de tolerância climática ou que não lidam bem com condições extremas. Este seria o caso, por exemplo, de espécies que dependem de condições de umidade estáveis ou aquelas afetadas pelo aumento da salinidade em ecossistemas costeiros devido ao aumento do nível do mar, como as espécies dulcícolas (HULME 2017; ISELI et al. 2023).

### **3. Ecossistema da Caatinga**

A Caatinga, a maior das florestas tropicais sazonais secas (FTSSs) nos neotrópicos (Figura 3), é uma formação vegetal com, aproximadamente, 833.000 km<sup>2</sup> (FERNANDES et al. 2020; IBGE 2019a) encontrada no nordeste do Brasil. A Caatinga estende-se pelos estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe e uma área de, aproximadamente, 34.586,00 km<sup>2</sup> no norte do estado de Minas Gerais (IBGE 2019a). Dentro dessa FTSS, certas áreas enfrentam um período prolongado de seca que dura de seis a oito meses, durante o qual a precipitação é inferior ao dobro da temperatura (BAGNOULS;

GAUSSEN 1953). O clima na Caatinga é predominantemente semiárido (VIEIRA et al. 2015), com níveis médios de precipitação anual em torno de 800 mm, podendo exceder 1.000 mm em regiões costeiras e cair para menos de 300 mm em algumas áreas continentais (MORAIS et al. 2021). A estação chuvosa na Caatinga geralmente se estende de janeiro a maio, embora isso possa variar devido a eventos climáticos extremos e diferenças na precipitação entre os vários estratos de vegetação dentro do ecossistema. Ao longo do ano, a região experimenta uma variedade de temperaturas, geralmente variando entre 22°C e 30°C (MORAIS et al. 2021; SILVA et al. 2019).

Essa diferença sazonal e a proximidade da Caatinga com a Mata Atlântica costeira resulta em semelhanças vegetativas compartilhadas entre os estados abrangidos pela Caatinga. Essas semelhanças dão origem a várias características ecológicas, incluindo a presença de Florestas Sazonais, Complexos de Savanas, Dunas e fragmentos de vegetação influenciados por fatores hidrológicos (FERNANDES; QUEIROZ 2018). Além disso, esses fatores influenciam as estratégias de sobrevivência desenvolvidas pelas plantas nativas para suportar os meses secos (OLIVEIRA et al. 2018) e lidar com os recursos limitados da estação chuvosa. De fato, sua estação chuvosa é a mais curta (3-5 meses) entre todas as FTSSs, ditando as características da vegetação da Caatinga (MEIR; PENNINGTON 2011). Essas características incluem a formação de folhas pequenas e resistentes, espinhos, raízes profundas e troncos retorcidos, além da variação pronunciada na estrutura da vegetação, que vai de florestas a complexos arbustivos xerofíticos (FERNANDES; QUEIROZ 2018; MEIR; PENNINGTON 2011).

A fauna nativa da Caatinga é igualmente adaptada às condições mais secas, com mamíferos, répteis e insetos que desenvolveram comportamentos e fisiologias especializadas para lidar com as variações de temperatura e disponibilidade de água. Essas adaptações incluem a estivação durante os períodos mais secos e a capacidade de explorar mais de um nicho ecológico para alimentação. Além de sua rica biodiversidade, a Caatinga desempenha um papel crucial na regulação do clima regional, no ciclo da água e na manutenção dos solos (CARMIGNOTTO; ASTÚA 2017; VIEIRA et al. 2015).

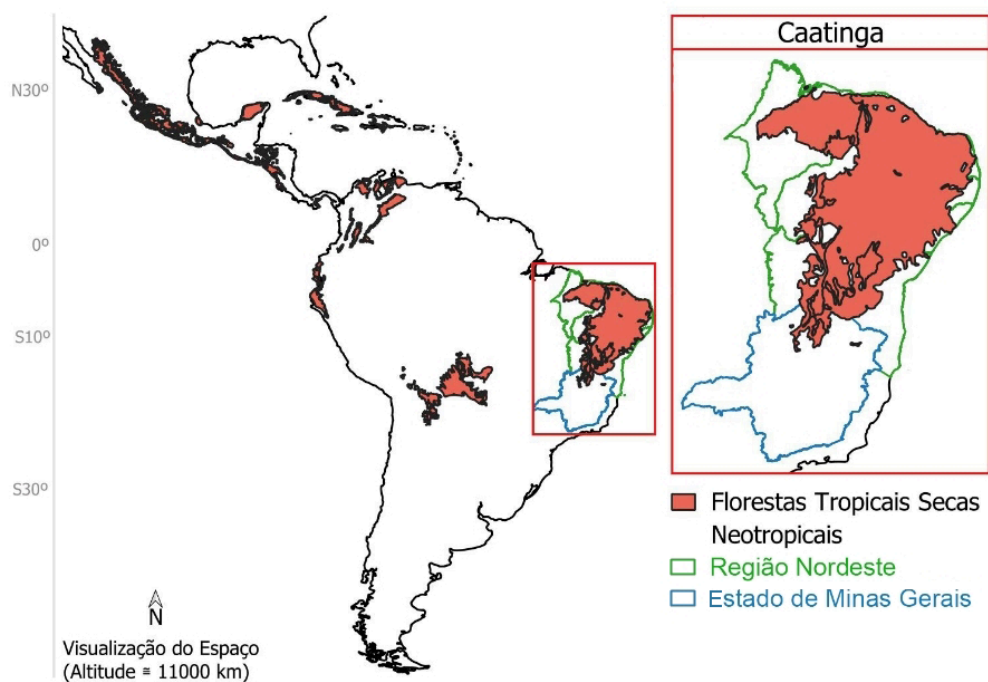


Figura 3 - Florestas tropicais sazonais secas (FTSS) neotropicais. Destaque para a Caatinga, localizada na região Nordeste e no estado de Minas Gerais, Brasil. Fonte de dados: Dinerstein et al. (2017); IBGE (2020).

### 3.1. Mudanças climáticas na Caatinga

Espera-se que o clima naturalmente desafiador da Caatinga torne-se mais severo com as mudanças climáticas. Projeções indicam um aumento de temperatura de pelo menos dois graus até 2040, quatro graus até 2070 e cinco graus e meio até 2100 (MARENGO et al. 2020). Essas mudanças terão impactos em fatores como disponibilidade de água, fornecimento de alimento para animais e produção agrícola local (NOLAN et al. 2018; RINGELBERG et al. 2023).

Em termos de impactos negativos, o aumento na temperatura média e o prolongamento de eventos de secas estão entre as principais preocupações para a resiliência e sustentabilidade da Caatinga (FONTURBEL et al. 2018). A elevação das temperaturas pode exacerbar a evapotranspiração, reduzindo ainda mais a disponibilidade de água e aumentando o estresse hídrico tanto para a vegetação quanto para a fauna (DE KORT et al. 2021). Essas condições mais áridas podem levar a mudanças na composição e estrutura da vegetação além de aumentar o risco de incêndios florestais, que podem causar danos irreversíveis à vegetação e ao solo, em alterações nos serviços ecossistêmicos, como a regulação do clima, manutenção

da qualidade do solo ou até mesmo o estabelecimento de um quadro de desertificação (MOURA et al. 2023).

Temperaturas acima da média, ondas de calor e diminuição da precipitação são percebidas no território da Caatinga, sendo tais fatores influenciados pelo agravamento das mudanças climáticas dos últimos anos e pelos eventos naturais intensificados por elas, como o fenômeno atmosférico-oceânico que ocorre no oceano Pacífico Equatorial (El Niño Oscilação Sul, ENOS) (CAI et al. 2020; GLANTZ 2001). Além disso, a alta variabilidade climática tem expandido os limites do clima semiárido e também promovido o surgimento de novas áreas dentro dessa FTSS com outras formas de clima (TOMASELLA; CUNHA; MARENGO 2024). É o caso da aplicação do Índice de aridez para identificar um local no centro da região Nordeste, na qual a Caatinga se encontra, com um clima caracterizado como árido (Figura 4). O Índice de aridez é um indicador numérico do grau de secura do clima em uma determinada região, calculado como a razão entre a chuva acumulada em cada período e a evapotranspiração de referência acumulada no mesmo período (STADLER 1987). Nessas localidades, práticas agrícolas tradicionais e a subsistência das comunidades serão mais desafiadoras, elevando o padrão de convivência com a região a níveis mais altos de resiliência humana, animal e vegetal, além de dificultar a conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos (EL-BELTAGY; MADKOUR 2012; TOMASELLA; CUNHA; MARENGO 2024).

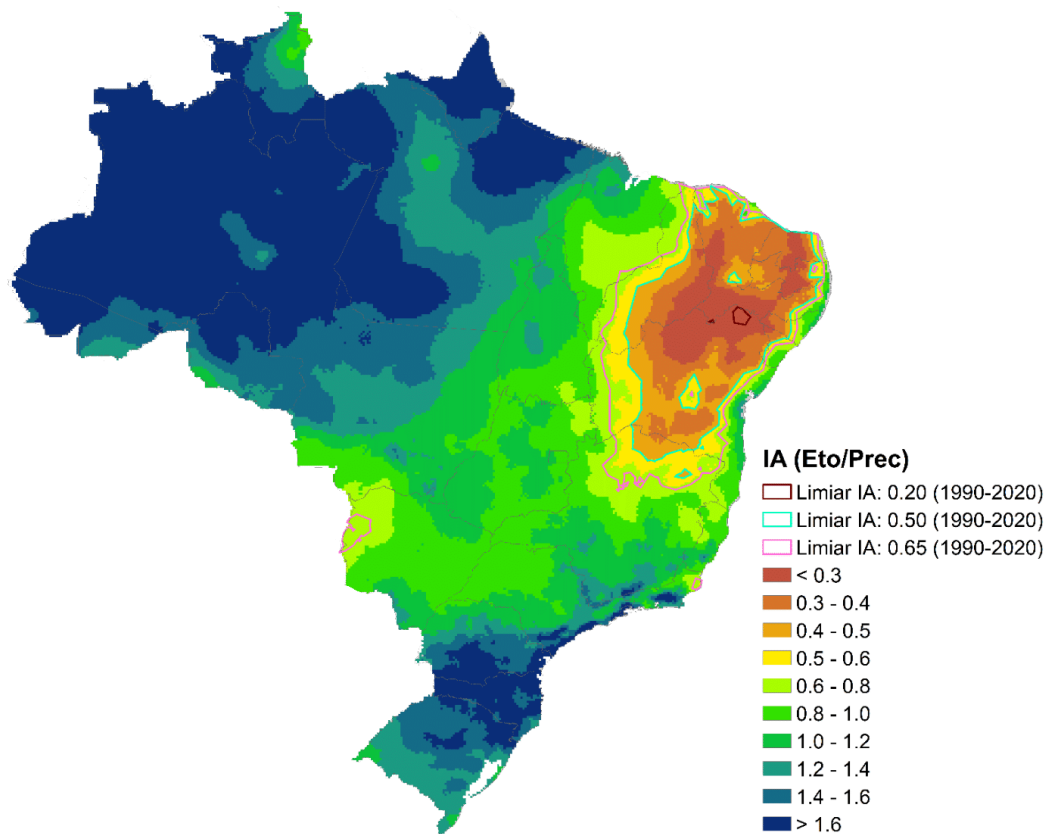


Figura 4 - Índice de aridez (IA) para o período de 1990 a 2020. As linhas delimitam as áreas correspondentes aos diferentes níveis de aridez com base nos limiares do IA. Limiares do valor do IA: 0.2 para áreas consideradas áridas, 0.5 para áreas semiáridas e 0.65 para áreas subúmidas secas. Fonte: Adaptado de Tomasella; Cunha; Marengo (2024).

### 3.2. *Presença de plantas não-nativas invasoras na Caatinga*

As modificações humanas na Caatinga, combinadas com as mudanças climáticas, resultam em uma redução na diversidade de espécies nativas, facilitando assim o processo contínuo de invasão biológica (MARENGO 2007). A introdução de espécies não-nativas na Caatinga remonta há décadas, e esse processo de invasão persiste até hoje, com muitas dessas espécies já sendo consideradas invasoras (TOZATO; MELLO-THÉRY; DUBREUIL 2015). A paisagem dessa FTSS agora abriga espécies não-nativas e não-nativas invasoras em ambientes urbanos e rurais, especialmente em cidades do interior de cada estado (ENGLISH 2022; HERINGER et al. 2024). A introdução indiscriminada é evidenciada pelo registro de mais de 130 espécies não nativas na Caatinga. Algumas apresentam alto grau de invasão por estarem estabelecidas em ambientes naturais, serem reconhecidas como invasoras na região e terem

sua ocorrência em pelo menos três dos nove estados na qual essa FTSS faz parte (Tabela 1) (INSTITUTO HÓRUS; LEÃO et al. 2011; FABRICANTE 2013).

Tabela 1 - Espécies não-nativas invasoras de alto grau de invasão.

<b>Espécie</b>	<b>Nome comum</b>	<b>Hábito</b>	<b>Fonte</b>
<i>Calotropis procera</i> (Ait.) R. Br.	Rosa seda	Arbusto	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Coffea arabica</i> Benth.	Cafê	Arbusto	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Vassoura-vermelha	Arbusto	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Nicotiana glauca</i> Graham	Fumo-bravo	Arbusto	Instituto Hórus.
<i>Ricinus communis</i> L.	Carrapateiro	Arbusto	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	Palma-forrageira	Arbusto/Suculenta/Cacto	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Acacia mearnsii</i> De Wild.	Acácia-negra	Árvore	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Neem	Árvore	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Leucaena leucocephala</i> Lam.	Leucena	Árvore	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Palo verde	Árvore	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	Algarobeira	Árvore	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels.	Jamelão	Árvore	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth.	Ipê-de-jardim	Árvore	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	Casuarina	Árvore	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Dendezeiro	Árvore/Palmeira	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Aristida adscensionis</i> L.	Capim-panasco	Gramínea	Instituto Hórus.
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	Capim-carrapicho	Gramínea	Instituto Hórus.
<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	Capim búfel	Gramínea	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs	Capim-colonião	Gramínea	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.

<i>Bambusa vulgaris vittata</i>	Bambu	Gramínea	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Catharanthus roseus</i> (L.) G. Don	Vinca rósea	Herbácea	Instituto Hórus.
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Tiririca	Herbácea	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Impatiens walleriana</i> Hook. f.	Maria-sem-vergonha	Herbácea	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Tradescantia zebrina</i> Heynh.	Lambari	Herbácea	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	Capim-brachiaria-decumbens	Herbácea	Leão et al. 2011; Instituto Hórus.

Uma vez estabelecidas, essas espécies podem causar alterações significativas na funcionalidade dos ecossistemas e nos serviços que eles fornecem, especialmente na regulação do clima, purificação da água e fertilidade do solo (NASCIMENTO et al. 2020). Exemplos dessas espécies incluem a algaroba (*Prosopis juliflora* Sw. DC), o neem (*Azadirachta indica* A. Juss), e o capim búfel (*Cenchrus ciliaris* L.). Estas não-nativas invasoras, quando densamente estabelecidas, têm o potencial de homogeneizar a paisagem, substituindo a flora nativa (FUNK 2013; HEBERLING; FRIDLEY 2013). Esse processo de homogeneização tem implicações na fauna que depende das plantas nativas para alimentação, abrigo e reprodução, além de afetar os ciclos de nutrientes e água, comprometendo a capacidade da Caatinga seus serviços ecossistêmicos (O'LOUGHLIN; PANETTA; GOODEN 2021).

Outro impacto a longo prazo que as espécies não-nativas invasoras na Caatinga podem causar é a potencial alteração dos regimes de incêndio, especialmente em um cenário de aquecimento (MOURA et al. 2023). As espécies invasoras podem alterar a disponibilidade de combustíveis, aumentando a frequência, intensidade e abrangência dos incêndios (MOURA et al. 2023). Além dos impactos ecológicos, as invasões dessas espécies têm implicações socioeconômicas significativas, afetando a agricultura, que é um dos setores mais lucrativos da região que compreende a Caatinga (MARENGO et al. 2022; SANTOS; OLIVEIRA; FERREIRA FILHO 2021). Portanto, a perda de biodiversidade e a degradação dos serviços ecossistêmicos podem comprometer a capacidade das populações locais de acessar recursos naturais essenciais, exacerbando a vulnerabilidade socioeconômica em uma região já marcada por desafios ambientais e sociais (GRATTAROLA et al. 2024; MARENGO et al. 2022).

### 3.3. *Formação de comunidades sem análogos atuais na Caatinga*

Na presença de múltiplas espécies de plantas não-nativas invasoras, comunidades sem análogos podem surgir devido à falta de contrapartes nas comunidades nativas (VELOZ et al. 2012). A formação de comunidades sem análogos em ecossistemas como a Caatinga é um processo complexo e multifatorial, dependente da interação entre mudanças climáticas, fatores de estresse, a ausência de competidores naturais e a degradação ambiental causada por seres humanos (LUZI et al. 2022; WILLIAMS; JACKSON 2007).

Sendo assim, os eventos ocasionados ou intensificados pelas mudanças climáticas podem potencialmente alterar a estrutura da vegetação conhecida atualmente (Figura 5) (LUZI et al. 2022). Por exemplo, o agravamento das condições de aridez pode ultrapassar os limites ecológicos de algumas espécies de plantas nativas, diminuindo sua abundância no ambiente e abrindo espaço para a chegada e o estabelecimento, ao longo do tempo, de invasoras com alta plasticidade fenotípica (capacidade de se adaptar rapidamente a novas condições ambientais através de alterações em sua morfologia, fisiologia ou comportamento) (CHAGAS et al. 2020; PINTO et al. 2020). Embora o mesmo efeito negativo possa afetar a abundância das espécies invasoras, a preocupação que pesquisas futuras podem ter é o fato de as invasoras permanecerem e as nativas não, comprometendo a biodiversidade local, alterando as relações ecológicas e todos os benefícios para a sociedade advindos delas (FUNK 2013; HEBERLING; FRIDLEY 2013).

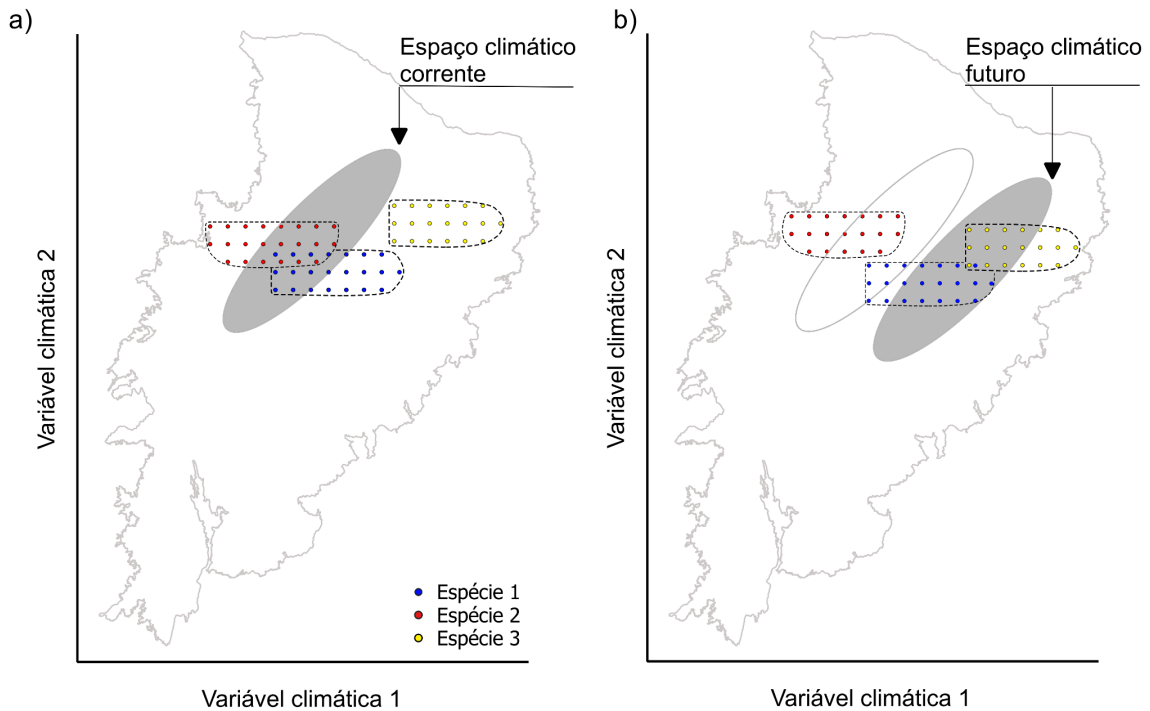


Figura 5 - Ilustração teórica de como comunidades sem análogos podem se desenvolver ao longo do tempo com a mudança climática. O oval cinza indica as condições climáticas em uma área específica. Os pontos coloridos indicam as ocorrências de três espécies nessa área. Linhas pontilhadas indicam o nicho fundamental das espécies em termos de variáveis climáticas 1 e 2. (a) Os indivíduos das espécies 1 e 2 coexistem no espaço climático corrente, mas os da espécie 3 estão ausentes. (b) Os indivíduos das espécies 1 e 3 coexistem no espaço climático futuro - uma nova associação de espécies. A espécie 2 precisaria evoluir uma nova tolerância climática para persistir sob o clima futuro da área. Fonte: Adaptado de Williams e Jackson (2007).

Em relação às espécies nativas da Caatinga, que desenvolveram ao longo de décadas mecanismos de adaptação a um ambiente extremamente variável em matéria de precipitação, estas podem se encontrar em desvantagem diante da rapidez e magnitude das mudanças climáticas atuais e dos eventos desencadeados ou intensificados por elas (JONES; MCDERMOTT 2018). Tais mecanismos, eficazes sob flutuações climáticas passadas, podem ser insuficientes para lidar com as novas condições impostas pela mudança climática (HOBBS et al. 2006).

Por outro lado, algumas espécies não-nativas invasoras possuem características que lhes permitem adequar-se às perturbações (DAVID et al. 2017). A capacidade dessas espécies de estabelecerem-se e expandir em novos ambientes pode ser facilitada pela alteração dos regimes de chuva e temperatura, criando condições favoráveis para que se tornem dominantes (DAVID et al. 2017; GIORIA et al. 2023). Assim, surge o risco de formação de comunidades

ecológicas com composições de espécies e interações inéditas, onde as espécies invasoras podem ocupar nichos antes preenchidos por espécies nativas, alterando significativamente a dinâmica ecológica e os serviços ecossistêmicos providos pela Caatinga, como a regulação climática, a polinização e a manutenção da qualidade do solo (FASTOVICH et al. 2020).

É importante mencionar que, apesar de a formação de comunidades sem análogos na Caatinga, influenciada diretamente pelas mudanças climáticas, pode parecer um cenário distante (BELLARD et al. 2018), é uma possibilidade que merece atenção. Caso futuramente ocorra até mesmo a especulação de um processo de substituição da vegetação nativa da Caatinga (independentemente da escala temporal), ações de precaução do problema devem estar bem estabelecidas.

#### 3.4. *Desenvolvimento de modelos que integram mudanças climáticas e invasões biológicas*

Modelos de nicho ecológico ou modelos de distribuição de espécies (MDEs) são frequentemente utilizados para mapear a potencial expansão de espécies não-nativas sob cenários de mudança climática, pois preveem a distribuição de espécies com base em condições ambientais adequadas (CHAGAS et al. 2020). Ao integrar dados sobre os requisitos ecológicos das espécies invasoras com projeções de mudanças nos padrões climáticos, é possível identificar áreas vulneráveis à invasão e avaliar a adequação do habitat sob diferentes cenários climáticos futuros (LIN et al. 2023).

Além disso, modelos de dinâmica de populações, que consideram taxas de nascimento, morte, imigração e emigração, podem ser adaptados para incluir os efeitos das mudanças climáticas na sobrevivência e reprodução das espécies (AGUIRRE-LIGUORI; RAMÍREZ-BARAHONA; GAUT 2021). Já os modelos espacialmente explícitos, que levam em conta a estrutura e a conectividade da paisagem, são essenciais para prever como as mudanças na cobertura do solo e nos habitats, juntamente com as mudanças climáticas, influenciarão os padrões de dispersão e estabelecimento das espécies não-nativas, permitindo identificar as principais áreas aptas à invasão, assim como os corredores e áreas que podem atuar como refúgios para espécies nativas (SELWOOD; MCGEOCH; MAC NALLY 2015; WITH 2019). Esses modelos podem ser particularmente úteis para entender como eventos climáticos extremos, como secas prolongadas, podem afetar a viabilidade das populações (AGUIRRE-LIGUORI; RAMÍREZ-BARAHONA; GAUT 2021; SELWOOD; MCGEOCH; MAC NALLY 2015; WITH 2019).

A integração de múltiplas abordagens de modelagem, juntamente com dados empíricos de qualidade e projeções climáticas de alta resolução, é fundamental para aprimorar

a precisão e a aplicabilidade desses modelos (GAUT, 2021; MEROW et al. 2013). Isso exige uma colaboração interdisciplinar entre ecologistas, climatologistas, modeladores e gestores de recursos naturais, visando desenvolver modelos que possam informar efetivamente as estratégias de conservação e gestão (MEROW et al. 2013; SCHULZ et al. 2021). Essa abordagem interdisciplinar é crucial para cumprir o objetivo de desenvolvimento sustentável (ODS) 15 (e os demais associados), que se refere à "Vida Terrestre", buscando garantir a sustentabilidade dos ecossistemas terrestres, incluindo a gestão adequada das florestas, a luta contra a desertificação, a preservação da biodiversidade e a restauração do solo degradado (BARBIER; BURGESS 2017; WITH 2019; IPEA 2019).

Uma forma de refinar resultados de MDEs e facilitar sua compreensão e comunicação é por meio do uso de ferramentas como Sistemas de Informações Geográficas (GIS), possibilitando a integração com novos dados bióticos e abióticos para mapear as potenciais distribuições das espécies (BROWN 2014). Softwares como QGIS e ArcGIS, por exemplo, oferecem funcionalidades avançadas que permitem visualizar as distribuições modeladas detalhadamente, incluindo a sobreposição de resultados individuais, recortes, aplicação de novas variáveis por meio da calculadora de campo, integração com plugins, entre outros (CHEFAOUI; HORTAL; LOBO 2005).

Além dos GIS, plataformas de visualização de dados como Tableau (<https://www.tableau.com/>) e Power BI (<https://powerbi.microsoft.com/>) permitem a exploração de dados de MDEs. Estas plataformas facilitam a criação de visualizações interativas e dashboards, que podem ajudar a entender os modelos e identificar padrões nas distribuições das espécies de forma mais intuitiva (TOWN; THABTAH 2019). Na área da programação, linguagens como R e Python destacam-se pela eficiência em análises ecológicas e de conservação, devido às suas bibliotecas especializadas em análise espacial e visualização de dados. No R, pacotes como 'dismo' e 'raster' são fundamentais para lidar com MDEs (HIJMANS et al. 2023; HIJMANS et al. 2023). Enquanto isso, em Python, ferramentas como Matplotlib e Geopandas são úteis para visualização geoespacial, incluindo a criação de mapas tridimensionais (KELSEY et al. 2020).

Outra ferramenta interessante que pode ser ajustada para expandir o alcance dos resultados gerados em MDEs é criação de uma aplicação Shiny, desenvolvida no ambiente 'R'. Essa aplicação permite a criação de interfaces web onde os usuários podem interagir diretamente com dados de MDEs, sejam eles dinâmicos (e.g. tabelas e gráficos) ou estáticos (e.g. imagens). O usuário pode, por meio do navegador da web, acessar os resultados em um computador pessoal (*localhost*), em outros computadores via Internet ou até mesmo por dispositivos móveis, como *smartphones* (BEELEY; SUKHDEVE 2018). As aplicações

desenvolvidas dessa forma têm a vantagem de poderem ser hospedadas em repositórios de código aberto, como o GitHub ou Shinyapps.io (KASS et al. 2021). Dessa maneira, apesar de algumas limitações impostas pelos serviços de hospedagem nas versões gratuitas, as aplicações ficam disponíveis para uma ampla gama de usuários, sem que eles precisem instalar o ambiente ‘R’ em suas máquinas. Um exemplo notável de aplicação baseada em modelagem preditiva é o trabalho de Dyderski et al. (2018), no qual os autores apresentaram um modelo das faixas florestais projetadas para o ano de 2070, levando em consideração diferentes cenários climáticos (link para acesso a aplicação: <https://connect.appsiilon.com/future-forests/>).

#### **4. Objetivos e Hipóteses**

À medida que as mudanças climáticas continuam a remodelar nosso planeta, ecossistemas como a Caatinga estão à beira de transformações significativas (LOPES et al., 2023). Sabendo disso, esta dissertação está dividida em dois capítulos. O primeiro tem como objetivo principal identificar as áreas de adequação para invasões biológicas na Caatinga usando modelos de distribuição de espécies (MDEs). Para isso, objetivos específicos tiveram que ser atendidos, como a criação de modelos independentes para 19 plantas invasoras e também modelos consensuais entre elas, representando as áreas médias onde todas as espécies podem invadir. Além disso, identificaram-se formas de vida de plantas invasoras que podem prosperar devido às mudanças climáticas.

Espera-se que espécies invasoras de plantas possam aumentar sua capacidade de invadir novos territórios, potencialmente levando à sua expansão geográfica e promoção de comunidades sem análogos atuais (RAI; SINGH 2020). Devido ao tamanho e variabilidade geográfica da Caatinga, certas áreas, especialmente aquelas com níveis mais elevados de precipitação, podem ser mais suscetíveis à invasão, já que a água é o fator limitante primário em ambientes de floresta tropical sazonal seca (FTSSs) (MAASS; BURGOS 2011; MEIR; PENNINGTON 2011). Da mesma forma, espécies com maior potencial reprodutivo, como costuma ser o caso das gramíneas, podem ser mais propensas a se beneficiar das mudanças climáticas.

O objetivo principal do segundo capítulo reside no desenvolvimento de uma aplicação R/Shiny para visualização interativa de figuras, utilizando os resultados do Capítulo 1 como material didático. O propósito é disponibilizar à comunidade um guia acessível para a criação desse tipo de aplicativo.

## 5. Metodologia geral

Para identificar as áreas de adequação para invasões biológicas na Caatinga, utilizamos modelos de distribuição de espécies (MDEs). Antes de realizar a modelagem, procedemos com a seleção das espécies presentes na Caatinga com potencial invasor. Em seguida, conduzimos a modelagem individual de cada uma dessas espécies. Além disso, realizamos sobreposições entre as formas de vida das espécies, incluindo árvores, gramíneas, arbustos e herbáceas, bem como entre todas as espécies em conjunto. Essa sobreposição geral nos permitiu identificar as áreas médias de invasão por parte de todas as espécies. Além disso, por meio da análise das áreas médias para invasão, teorizamos sobre a possibilidade, ainda que remota, do surgimento de novas comunidades no futuro, especialmente no fim do século XXI, as quais não possuem análogos nas comunidades atuais.

Em seguida, procedemos ao desenvolvimento de uma aplicação R/Shiny, fundamentada nos resultados derivados da modelagem de distribuição de espécies. Para tanto, foi realizado aprimoramento visual das figuras e a criação de uma tabela contendo informações sobre as plantas invasoras. A organização desses dados seguiu orientações da literatura para a criação de aplicações R/Shiny. Posteriormente, o código em R foi elaborado, e, adicionalmente, identificamos o principal serviço de hospedagem apropriado para a publicação da aplicação, garantindo sua acessibilidade e disseminação eficaz.

### 5.1. Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs)

Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs) são ferramentas fundamentais na ecologia, biogeografia e conservação, permitindo prever a distribuição espacial de espécies com base em condições ambientais e registros de ocorrência. Historicamente, os MDEs evoluíram de métodos simples de sobreposição de mapas a técnicas computacionais sofisticadas, como o algoritmo/programa MaxEnt, que emprega o princípio estatístico da entropia máxima para prever distribuições de espécies com uma abordagem baseada em presença e variáveis ambientais (POLECHOVÁ; STORCH 2008; GANGLO 2023).

Na base matemática dos MDEs está o conceito de nicho ecológico, que descreve o conjunto de condições ambientais e interações bióticas necessárias para a sobrevivência e reprodução de uma espécie (POLECHOVÁ; STORCH 2008). Os MDEs assumem que a distribuição de uma espécie é um reflexo de seu nicho ecológico e, portanto, podem ser usados para mapear a adequação do habitat em grandes áreas (SUN et al. 2022). Esse mapeamento é fundamental para compreender as possíveis mudanças na distribuição de

espécies em cenários modificados por fatores naturais, como variações de temperatura, e também influenciados pela atividade humana.

## 5.2. *O Algoritmo/programa MaxEnt*

O algoritmo/programa Maximum Entropy (MaxEnt) é amplamente utilizado para modelar a distribuição de espécies, particularmente em casos onde apenas dados de presença são disponíveis (MEROW et al. 2013). Este método é fundamentado no princípio da entropia máxima, um conceito derivado da física estatística, mas que encontrou aplicação significativa na modelagem ecológica. O objetivo do MaxEnt é produzir a distribuição de probabilidade mais ampla (ou seja, com máxima entropia) que esteja em concordância com as restrições impostas pelos dados observados, sem fazer suposições adicionais desnecessárias (BALDWIN 2009; MEROW et al. 2013).

A entropia, em termos de modelagem de distribuição de espécies, mede a incerteza ou dispersão na distribuição prevista de uma espécie (BALDWIN 2009). O MaxEnt opera sob a premissa de que, na ausência de informação completa sobre a distribuição de uma espécie, a distribuição que assume a menor quantidade de informação específica (ou seja, a mais "espalhada" ou "uniforme") é a mais preferível. Isso é feito maximizando a entropia sujeita às restrições fornecidas pelas variáveis ambientais e dados de presença da espécie (BALDWIN; 2009; MEROW et al. 2013). Na prática, o MaxEnt utiliza dados de presença de espécies junto com camadas de variáveis ambientais (como temperatura, precipitação, tipo de solo, etc.) para prever a adequação do habitat em toda a área de estudo. O algoritmo/programa emprega um conjunto de características (funções matemáticas das variáveis ambientais) para capturar a relação entre a presença da espécie e os fatores ambientais. Estas características são ponderadas durante o processo de maximização da entropia, resultando em um modelo que estima a probabilidade de presença da espécie em cada local (DAI et al. 2022; MEROW et al. 2013).

Além de se destacar bem ao lidar com apenas dados de presença, que são comuns, o MaxEnt é flexível e permite a inclusão de diferentes tipos de variáveis ambientais, sejam elas contínuas ou categóricas (MEROW et al. 2013). Outro ponto positivo é a interpretabilidade dos resultados, que oferecem insights valiosos sobre a relação entre as espécies e seu ambiente (MEROW et al. 2013). No entanto, o MaxEnt também possui algumas limitações a serem consideradas. Ele parte do pressuposto de que as, em uma tradução literal, 'localizações de fundo' representam uma amostra aleatória do espaço ambiental, o que nem sempre é verdade, levando a potenciais vieses que necessitam ser corrigidos fora do algoritmo/programa (DAI et al. 2022; MEROW et al. 2013). Além disso, como qualquer

modelo estatístico, o MaxEnt pode sofrer de sobreajuste, especialmente quando utilizado com um grande número de variáveis preditoras ou características complexas (DAI et al. 2022; MEROW et al. 2013; STANLEY et al. 2018). Por fim, é importante notar que as saídas do modelo não são probabilidades diretas de presença, mas sim índices de adequação relativa, condicionados às restrições do modelo e aos dados disponíveis, o que requer uma interpretação cuidadosa (MEROW et al. 2013).

### 5.3. *Construção de um MDE com MaxEnt*

A construção de Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs) utilizando o algoritmo/programa MaxEnt envolve a seleção e preparação de dados, a modelagem dentro do algoritmo/programa e interpretação dos resultados (Figura 5) (MEROW et al. 2013). O processo começa com a coleta de dados de presença da espécie de interesse, que são pontos georreferenciados onde a espécie foi observada. Esses dados podem ser obtidos de bancos de dados de biodiversidade, publicações científicas, ou através de trabalho de campo específico para o projeto (GANGLO 2023; MEROW et al. 2013). É importante que esses dados sejam os mais precisos e representativos possível da distribuição real da espécie para garantir a confiabilidade do modelo.

Paralelamente, é necessário selecionar as variáveis ambientais que influenciam a distribuição da espécie. Essas variáveis podem incluir fatores climáticos, como temperatura e precipitação, características topográficas, como altitude e inclinação, e outros fatores bióticos ou abióticos que sejam relevantes para a ecologia da espécie (ou espécies) estudada (GANGLO 2023; MEROW et al. 2013). A escolha dessas variáveis é crítica, pois elas devem capturar os aspectos mais significativos do nicho ecológico da espécie, seja ela animal ou vegetal. Além disso, as variáveis não devem ser altamente correlacionadas entre si para evitar multicolinearidade, que pode distorcer os resultados do modelo (CHAGAS et al. 2020; DAI et al. 2022).

Uma vez coletados e preparados, os dados de presença e as variáveis ambientais são inseridos no algoritmo/programa MaxEnt. O algoritmo então trabalha para encontrar a distribuição de probabilidade de presença da espécie que maximiza a entropia, sujeita às restrições impostas pelos dados de entrada. O MaxEnt faz isso ajustando os pesos das características derivadas das variáveis ambientais, de modo que a distribuição prevista se alinhe o mais próximo possível com as observações de presença da espécie. Este processo resulta em um modelo que estima a adequação de habitat em cada localização dentro da área de estudo, fornecendo uma medida relativa de quão adequado cada local é para a espécie (GANGLO 2023; MEROW et al. 2013).

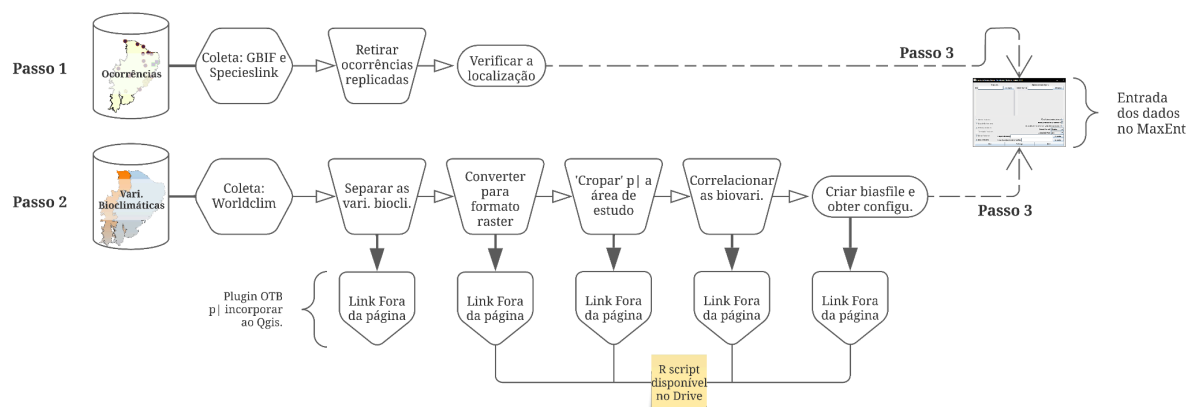


Figura 6 - Metodologia simplificada para o procedimento de criação de modelos de distribuição de espécies (MDEs). Nota - Link para acesso no Google Drive dos scripts mencionados nesta figura: <https://drive.google.com/drive/folders/11D99TzqnZU2qY4qtAd4oj1UbW68SuJj?usp=sharing>

A validação do modelo (resultados gerados) pode ser realizada utilizando técnicas de validação cruzada, conjuntos de dados de presença independentes ou até mesmo uma combinação de ambas, dependendo do tipo de estudo e dos recursos disponíveis. Métricas como a área sob a curva (AUC) do Receiver Operating Characteristic (ROC) são comumente usadas para quantificar a performance do modelo, com valores mais altos indicando maior precisão preditiva. Além disso, outra métrica importante na avaliação de modelos de distribuição de espécies é a Estatística de Habilidade Verdadeira (True Skill Statistic - TSS) (KONOWALIK; NOSOL 2021; MEROW et al. 2013). A TSS é uma medida que leva em consideração tanto a sensibilidade quanto a especificidade do modelo, fornecendo uma avaliação mais abrangente do desempenho do modelo na discriminação entre presença e ausência da espécie modelada. Portanto, a escolha da metodologia de validação pode variar de acordo com as necessidades específicas de cada estudo. A combinação da AUC da curva ROC com a TSS oferece uma visão mais completa da qualidade do modelo de distribuição de espécies, independentemente da abordagem de validação adotada (KONOWALIK; NOSOL 2021).

Esses resultados são geralmente apresentados como mapas de adequação de habitat, que mostram a adequação relativa de diferentes áreas para a espécie. Esses mapas são ferramentas poderosas para conservacionistas, gestores de recursos naturais e pesquisadores, permitindo a identificação de áreas potenciais para conservação, reintrodução de espécies ou monitoramento de espécies invasivas (MEROW et al. 2013; ROWDEN et al. 2017). No entanto, é importante interpretar esses resultados dentro do contexto dos dados de entrada e

das limitações do modelo, reconhecendo que eles representam uma simplificação da realidade complexa das interações ecológicas (ROWDEN et al. 2017).

#### 5.4. *Comparação com Outros Modelos*

Quando comparado com outros métodos de MDEs, como Modelos Lineares Generalizados (GLMs), Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) e Florestas Aleatórias (ou Random Forests), o MaxEnt apresenta características distintas (MEROW et al. 2013; SIMON; GLAUM; VALDOVINOS 2023). GLMs e GAMs, por exemplo, são abordagens paramétricas que requerem dados de presença e ausência e assumem uma forma específica para a relação entre as variáveis ambientais e a probabilidade de presença da espécie. Enquanto os GLMs são limitados a relações lineares, os GAMs permitem relações mais flexíveis através do uso de funções suavizadoras (LI; WANG 2013; SYPHARD; FRANKLIN 2009).

Por outro lado, o Random Forest é um método não paramétrico baseado em árvores de decisão que pode lidar eficazmente com interações complexas entre variáveis e é menos suscetível ao sobreajuste (KOSICKI 2020; RODRIGUEZ; LÓPEZ-QUÍLEZ 2017). Diferentemente do MaxEnt, que é otimizado para dados de presença-fundo, o Random Forest pode utilizar dados de presença-ausência, proporcionando uma abordagem alternativa para modelar a distribuição de espécies (MEROW et al. 2013).

Cada um desses métodos tem suas vantagens e limitações, dependendo do contexto específico da pesquisa e dos dados disponíveis. O MaxEnt é frequentemente preferido em situações onde apenas dados de presença são disponíveis ou quando se deseja uma abordagem robusta e relativamente simples para modelar nichos ecológicos com base em princípios de entropia máxima (MEROW et al. 2013). No entanto, a escolha do modelo mais adequado deve ser baseada em uma compreensão cuidadosa das características da espécie em estudo, da qualidade e do tipo dos dados disponíveis, e dos objetivos específicos da modelagem.

#### 5.5. *Cenários de mudanças climáticas e Modelos Climáticos Globais (MCGs)*

Para compreender e antecipar as possíveis consequências das mudanças climáticas, cientistas e pesquisadores têm recorrido a cenários climáticos e Modelos Climáticos Globais (MCGs) avançados. Os cenários de mudanças climáticas desempenham um papel fundamental na projeção das condições climáticas futuras. Eles são construídos com base em uma ampla gama de variáveis, incluindo emissões de gases de efeito estufa, mudanças socioeconômicas e outros fatores relevantes. Esses cenários são utilizados como insumos nos MCGs, que são modelos computacionais complexos projetados para simular o sistema

climático global da Terra. Eles permitem a exploração e avaliação dos impactos potenciais das mudanças climáticas em escala global, regional e local (JOSHI et al. 2003; HAUSFATHER; ZEKE 2018; KÄRCHER 2018).

Para exemplificar, MCGs como ACCESS-CM2, BCC-CSM2-MR, CMCC-ESM2 e EC-Earth3-Veg, desenvolvidos por diferentes centros de pesquisa localizados pelo mundo, são modelos climáticos globais que atendem a diversos propósitos. Cada um desses modelos foi projetado para abordar aspectos específicos do sistema climático global, variando desde a análise do oceano até a investigação do meio terrestre. Alguns MCGs são otimizados para considerar a presença de nuvens e padrões de ventos, enquanto outros se destacam na análise de vegetação. A diversidade desses modelos reflete a complexidade das interações climáticas em diferentes ambientes, sejam eles ecossistemas mais quentes, mais frios, secos ou úmidos (ABBAS et al. 2022; FIRPO et al. 2022; LIN et al. 2023; MACKALLAH et al. 2022; WU et al. 2019).

Os cenários associados a esses modelos oferecem uma variedade de perspectivas sobre as mudanças climáticas. O cenário otimista representa um futuro em que as emissões de gases de efeito estufa são limitadas, com o objetivo de manter o aquecimento global abaixo de 2 graus Celsius acima dos níveis pré-industriais (MEINSHAUSEN et al. 2020; O'NEILL et al. 2016). O cenário ssp2-4.5 representa uma abordagem intermediária, onde as emissões de CO<sub>2</sub> permanecem próximas aos níveis atuais antes de começarem a diminuir na metade do século, embora não alcancem zero líquido até 2100 (HAUSFATHER; ZEKE 2018). Já o cenário ssp3-7.0 implica um aumento contínuo nas emissões de CO<sub>2</sub>, que aproximadamente dobram em relação aos níveis atuais até o final do século (HAUSFATHER; ZEKE, 2018). Por fim, o cenário pessimista (ssp5-8.5) descreve uma trajetória marcada pelo crescimento populacional global e uma alta dependência contínua de combustíveis fósseis como base da economia global. Isso resulta em um aumento substancial nas emissões de gases de efeito estufa, com consequências drásticas para o clima. Estimativas indicam que, sob o cenário pessimista, as temperaturas médias globais podem aumentar de 4,1 a 4,8 graus Celsius acima dos níveis pré-industriais até o final do século (BROOKS et al. 2014; HAUSFATHER; ZEKE 2018; O'NEILL et al. 2016). É importante destacar que os cenários e modelos climáticos globais são instrumentos para a tomada de decisões políticas e estratégicas em todo o mundo.

## 6. Aplicação Shiny

O capítulo 2 desta dissertação utiliza as figuras resultantes da modelagem realizada no primeiro capítulo para desenvolver uma aplicação R/Shiny e demonstrar aos pesquisadores como pode ser simples a criação de aplicativos desse tipo. Ele fornece um guia prático para a criação de um aplicativo semelhante, baseado nos resultados desta dissertação, ou pelo menos com algumas características similares.

Para implementar a aplicação neste estudo, foi utilizada a linguagem de programação R em conjunto com o ambiente de desenvolvimento integrado (IDE) RStudio Desktop, que está disponível gratuitamente (VENABLES et al. 2009). A instalação do pacote Shiny foi realizada por meio da execução do comando `install.packages("shiny")` (CHANG et al. 2023). A arquitetura da aplicação segue o que normalmente está presente no desenvolvimento de outras aplicações, composta por duas partes principais: a Interface do Usuário (UI) e a Função do Servidor (Server). A UI é responsável pela disposição e aparência dos elementos interativos, enquanto o Server processa as interações do usuário, realizando os cálculos e atualizações necessárias, como a definição de botões na UI e o que deve ser exibido após pressionar no Server (CHANG et al. 2023). Ambos os componentes podem ser desenvolvidos usando apenas o R, com a possibilidade de integração de tecnologias web complementares como JavaScript, CSS e HTML para enriquecer a experiência do usuário.

Para carregar o pacote Shiny e acessar suas funcionalidades, usa-se o comando `library(shiny)` no início do script R. A função do servidor, definida dentro do escopo do aplicativo, especifica a lógica reativa necessária para responder às interações do usuário, processando entradas (input) e gerando saídas (output) (CHANG et al. 2023; WICKHAM 2021). A execução local (computador pessoal do desenvolvedor) das aplicações Shiny é realizada por meio da função `shinyApp(ui = ui, Server = Server)`, iniciando um servidor Shiny no ambiente de desenvolvimento local. Essa abordagem permite a visualização e o teste do aplicativo em um ambiente controlado antes da sua eventual publicação ou compartilhamento para revisão e uso por parte da comunidade científica ou do público em geral (FAY et al. 2021).

Uma vez prontos, os aplicativos Shiny são disponibilizados aos usuários por meio de um servidor web, acessível via um endereço de Protocolo de Internet (IP) e um número de porta específico (SOLYMOS 2021; WICKHAM 2021). Uma conexão websocket é mantida aberta entre o cliente e o servidor para facilitar a comunicação contínua, permitindo que as solicitações do usuário sejam processadas em tempo real e que as respostas, como objetos atualizados ou visualizações de dados, sejam retornadas dinamicamente (Figura 6).

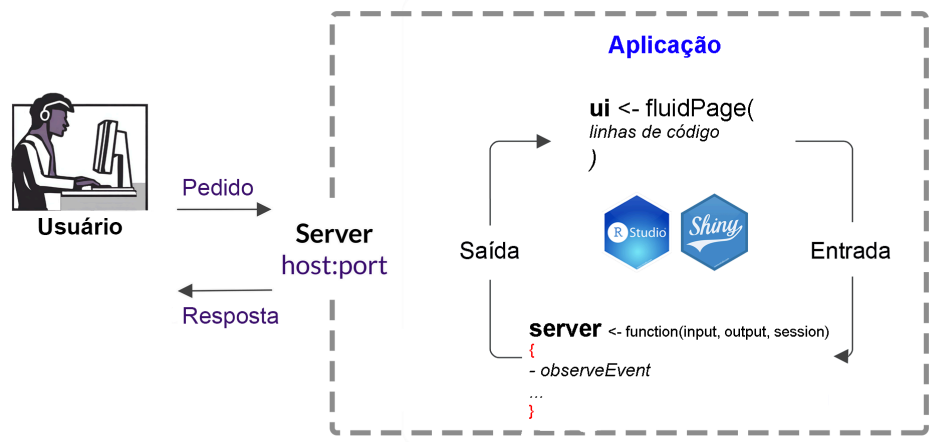


Figura 7 - Estrutura de uma aplicação web R/Shiny. Fonte: Adaptado de Solymos (2021).

As seções da aplicação foram estrategicamente dispostas para facilitar a análise e interpretação dos dados. A construção desta aplicação Shiny envolveu o uso de bibliotecas e funções como as especificadas no Tabela 2.

Tabela 2 - Principais Bibliotecas e funções que serão usadas para a produção da aplicação Shiny.

<b>Biblioteca</b>	<b>Descrição</b>
shiny	Biblioteca que permite a criação da interface interativa da aplicação, possibilitando aos usuários interagirem com os elementos e visualizarem os resultados em tempo real.
shinyMobile	Biblioteca projetada para otimizar aplicações Shiny para dispositivos móveis. Utiliza o framework Framework7 para criar uma experiência semelhante a um aplicativo nativo em smartphones e tablets, oferecendo componentes de interface do usuário que são responsivos e adaptativos a diferentes tamanhos de tela. Com shinyMobile, os desenvolvedores podem construir aplicações Shiny que não só funcionam bem em desktops, mas também têm uma aparência e funcionalidade aprimoradas quando acessadas em dispositivos móveis.
shinydashboard	Utilizada para criar o layout de dashboard da aplicação, proporcionando uma estrutura organizada para dispor os diferentes botões e melhorar a experiência do usuário na navegação.
shinyWidgets	Fornecer widgets personalizados e interativos, como o 'selectInput', que permite aos usuários selecionar as opções desejadas, como a forma de vida das espécies e cenários climáticos.
leaflet	Utilizada para criar mapas interativos na aplicação, onde os usuários podem visualizar a área de estudo na região da Caatinga e interagir com o mapa para obter informações geográficas.
magick	Essa biblioteca possibilita a manipulação e exibição das imagens de modelagem de distribuição de espécies em formato PNG, que foram geradas previamente e armazenadas em diferentes pastas.
renderLeaflet	Função responsável por renderizar o mapa interativo na janela referente ao botão "Área de Estudo", criando o mapa com a biblioteca leaflet e ajustando os limites geográficos para exibir a região da Caatinga.
renderTable	Função utilizada para renderizar a lista de espécies na janela do botão "Área de Estudo", filtrando e exibindo as espécies de acordo com a forma de vida selecionada pelo usuário no menu suspenso.
renderImage	Função implementada para exibir as imagens de modelagem dentro da janela de cada botão referente à "Modelagem por Forma de Vida", "Modelagem por espécies" e "Mapas de sobreposição", permitindo visualizar os resultados em formato gráfico e de forma interativa.

Fonte - Beeley (2016); Beeley; Sukhdeve (2018); Jia et al. (2022).

## Referências

- AGUIRRE-LIGUORI, J.A.; RAMÍREZ-BARAHONA, S.; GAUT, B.S. The evolutionary genomics of species' responses to climate change. **Nature Ecology & Evolution**, v. 5, n. 10, p. 1350-1360, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01526-9>
- BAGNOULS, F.; GAUSSEN H. Dry season and xerothermic index. **Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse**, 88, 193-239, 1953.
- BALDWIN, R. A. Use of maximum entropy modeling in wildlife research. **Entropy**, v. 11, n. 4, p. 854–866, 2009. <https://doi.org/10.3390/e11040854>
- BARBIER, E.B.; BURGESS, J.C. The Sustainable Development Goals and the systems approach to sustainability. **Economics**, v. 11, n. 1, p. 20170028, 2017. <https://doi.org/10.5018/economics-ejournal.ja.2017-28>
- BARBOSA, H. et al. Analysis of the NDVI temporal dynamics in semi-arid ecosystems: Brazilian Caatinga and African Western Sahel. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 2, p. 300-306, 2011.
- BEELEY, C. **Web application development with R using Shiny**. Packt Publishing Ltd, 2016.
- BEELEY, C.; SUKHDEVE, S. R. **Web Application Development with R Using Shiny: Build stunning graphics and interactive data visualizations to deliver cutting-edge analytics**. Packt Publishing Ltd, 2018.
- BRASIL, J.B. et al. Characteristics of precipitation and the process of interception in a seasonally dry tropical forest. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 19, p. 307-317, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.10.006>
- BROOKS T.M.; LAMOREUX J.F.; SOBERÓN J. Ipbes ≠ ipcc. **Trends in Ecology & Evolution**, 29(10), 543-545, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.08.004>
- BROWN, J.L. MDE toolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 7, p. 694-700, 2014. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12200>
- CAI, W. et al. Climate impacts of the El Niño–southern oscillation on South America. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 4, p. 215-231, 2020. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0040-3>
- CARMIGNOTTO, A.P.; ASTÚA, D. Mammals of the Caatinga: diversity, ecology, biogeography, and conservation. **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**, p. 211-254, 2017. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_8)
- CHAGAS, K.P.T.; LUCAS, F.M.F.; VIEIRA, F.A. Predictive modeling of *Mimosa tenuiflora* (Willd) Poiret: How can climate change affect its potential distribution range? **Floresta**, v. 50, n. 2, p. 1315–1324, 2020. <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v50i2.62980>
- CHANG W. et al. **\_shiny: Web Application Framework for R\_**. R package version 1.7.5.1, 2023. <<https://CRAN.R-project.org/package=shiny>>.
- CHARLES, H.; DUKES, J.S. Impacts of invasive species on ecosystem services. **Biological invasions**, p. 217-237, 2007. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2\\_13](https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_13)
- CHEFAOUI, R.M.; HORTAL, J.; LOBO, J.M. Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian Copris species. **Biological conservation**, v. 122, n. 2, p. 327-338, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.08.005>

- DAI, X. et al. MaxEnt model-based prediction of potential distributions of *Parnassia wightiana* (Celastraceae) in China. **Biodiversity Data Journal**, v. 10, p. e81073, 2022. <https://doi.org/10.3897%2FBDJ.10.e81073>
- DE KORT, H. et al. Life history, climate and biogeography interactively affect worldwide genetic diversity of plant and animal populations. **Nature communications**, v. 12, n. 1, p. 516, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-20958-2>
- DIAGNE, C. et al. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. **Nature**, v. 592, n. 7855, p. 571-576, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>
- DINERSTEIN, E. et al. An ecoregion-based approach to protecting half the terrestrial realm. **BioScience**, v. 67, n. 6, p. 534-545, 2017. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix014>
- DUDENHÖFFER, J.H.; LUECKE, N.C.; CRAWFORD, K.M. Changes in precipitation patterns can destabilize plant species coexistence via changes in plant–soil feedback. **Nature Ecology & Evolution**, v. 6, n. 5, p. 546-554, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01700-7>
- DYDERSKI, M.K. et al. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? **Global Change Biology**, v. 24, n. 3, p. 1150–1163, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.13925>
- EL-BELTAGY, A.; MADKOUR, M. Impact of climate change on arid lands agriculture. **Agriculture & Food Security**, v. 1, p. 1-12, 2012. <https://doi.org/10.1186/2048-7010-1-3>
- ENGLISH, J. et al. The effect of urban environments on the diversity of plants in unmanaged grasslands in Los Angeles, United States. **Frontiers in Ecology and Evolution**, p. 1056, 2022. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.921472>
- FABRICANTE, J.R. **Plantas Exóticas e Exóticas Invasoras da Caatinga-Vol. 1**. Bookess, 2013. ISBN: 9788580455595
- ARAKAKI, M. et al. Contemporaneous and recent radiations of the world's major succulent plant lineages. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 20, p. 8379-8384, 2011. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100628108>
- FENG, Y.; DU, D.; VAN KLEUNEN, M. Global change and biological invasions. **Journal of Plant Ecology**, v. 15, n. 3, p. 425-428, 2022. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtac013>
- ABBAS A. et al. Evaluation and projection of precipitation in Pakistan using the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 model simulations. **International Journal of Climatology**, 42(13), 6665-6684, 2022. <https://doi.org/10.1002/joc.7602>
- FAY, C. et al. **Engineering Production-Grade Shiny Apps**. CRC Press, 2021
- FERNANDES, M.F.; CARDOSO, D.Q.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**, 174, 104079, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104079>
- FERNANDES, M.F.; QUEIROZ L.P.D. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e cultura**, 70(4), 51-56, 2018. <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400014>
- FIRPO, M.Â.F. et al. Assessment of CMIP6 models' performance in simulating present-day climate in Brazil. **Frontiers in Climate**, v. 4, p. 948499, 2022. <https://doi.org/10.3389/fclim.2022.948499>
- FONTÚRBEL, F.E et al. The cascade impacts of climate change could threaten key ecological interactions. **Ecosphere**, 9(12), e02485, 2018. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2485>

- FUNK, J.L. The physiology of invasive plants in low-resource environments. **Conservation physiology**, 1(1), cot026, 2013. <https://doi.org/10.1093/conphys/cot026>
- GANGLO, J.C. Ecological niche model transferability of the white star apple (*Chrysophyllum albidum* G. Don) in the context of climate and global changes. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 2430, 10 fev. 2023. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-29048-3>
- GLANTZ, M.H. **Currents of change: impacts of El Niño and La Niña on climate and society**. Cambridge University Press, 2001.
- GRATTAROLA, F. et al. Status of the invasion of *Carpobrotus edulis* in Uruguay based on citizen science records. **Biological Invasions**, p. 1-8, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03242-w>
- GU, S. et al. Meta-analysis reveals less sensitivity of non-native animals than natives to extreme weather worldwide. **Nature Ecology & Evolution**, v. 7, n. 12, p. 2004-2027, 2023. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02235-1>
- GUREVITCH, J.; PADILLA, D.K. Are invasive species a major cause of extinctions?. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 9, p. 470-474, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.005>
- HAUSFATHER, Z. Explainer: How Shared Socioeconomic Pathways explore future climate change. **Carbon Brief**. 2018. Disponível em: <https://www.carbonbrief.org/explainer-how-shared-socioeconomic-pathways-explore-future-climate-change/>. Acesso em 23 de dez. 2023.
- HEBERLING, J M.; FRIDLEY, J D. Resource-use strategies of native and invasive plants in Eastern North American forests. **New Phytologist**, 200(2), 523-533, 2013. <https://doi.org/10.1111/nph.12388>
- HERINGER, G. et al. Economic costs of invasive non-native species in urban areas: An underexplored financial drain. **Science of The Total Environment**, p. 170336, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170336>
- HIJMANS, R. **raster: Geographic Data Analysis and Modeling**. R package version 3.6-26, 2023. Available: <<https://CRAN.R-project.org/package=raster>>.
- HIJMANS, R.J. et al. **dismo: Species Distribution Modeling**. R package version 1.3-14, 2023. Available: <<https://CRAN.R-project.org/package=dismo>>.
- HODDLE, M. n.d. **Quagga and zebra mussels**. Disponível em: <https://civr.ucr.edu/invasive-species/quagga-zebra-mussels>. Acesso em 25 de jan. 2024.
- HOLL, K.D. **Fundamentos da restauração ecológica**. CopIt ArXives, 2023.
- HULME, P.E. Climate change and biological invasions: evidence, expectations, and response options. **Biological Reviews**, v. 92, n. 3, p. 1297-1313, 2017. <https://doi.org/10.1111/brv.12282>
- IBGE. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.
- IBGE. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.
- IPEA. **Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 15: Proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerenciar de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade**. 2019. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/ods/ods15.html>
- MARENGO, J.A. et al. Drought in Northeast Brazil: A review of agricultural and policy adaptation options for food security. **Climate Resilience and Sustainability**, v. 1, n. 1, p. e17, 2022. <https://doi.org/10.1002/cli2.17>

Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis – SC. **Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras**. Disponível em: <http://bd.institutohorus.org.br>.

ISELI, E. et al. Rapid upwards spread of non-native plants in mountains across continents. **Nature ecology & evolution**, v. 7, n. 3, p. 405-413, 2023. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01979-6>

JIA, L. et al. Development of interactive biological web applications with R/Shiny. **Briefings in Bioinformatics**, v. 23, n. 1, p. bbab415, 2022. <https://doi.org/10.1093/bib/bbab415>

MAZZA, G. et al. Biological invaders are threats to human health: an overview. **Ethology Ecology & Evolution**, v. 26, n. 2-3, p. 112-129, 2014. <https://doi.org/10.1080/03949370.2013.863225>

ZENNI, R.D. et al. The economic costs of biological invasions around the world. **NeoBiota**, v. 67, p. 1, 2021.

CRYSTAL-ORNELAS, R. et al. Economic costs of biological invasions with in North America. **NeoBiota**, v. 67, p. 485-510, 2021. <https://dx.doi.org/10.3897/neobiota.67.58038>

JOSHI, M. et al. A comparison of climate response to different radiative forcings in three general circulation models: towards an improved metric of climate change. **Climate Dynamics**, v. 20, n. 7, p. 843–854, 2003. <https://doi.org/10.1007/s00382-003-0305-9>

JONES, B.A.; MCDERMOTT, S.M. Health impacts of invasive species through an altered natural environment: assessing air pollution sinks as a causal pathway. **Environmental and Resource Economics**, 71, 23-43, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10640-017-0135-6>

KÄRCHER, B. Formation and radiative forcing of contrail cirrus. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 1824, 8, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04068-0>

KASS, J. M. et al. ENMeval 2.0: Redesigned for customizable and reproducible modeling of species' niches and distributions. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 12, n. 9, p. 1602–1608, 2021. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13628>

KATO-NOGUCHI, H. The impact and invasive mechanisms of *Pueraria montana* var. *lobata*, one of the world's worst alien species. **Plants**, v. 12, n. 17, p. 3066, 2023. <https://doi.org/10.3390/plants12173066>

KATSANEVAKIS, S. et al. Marine invasive alien species in Europe: 9 years after the IAS Regulation. **Front. Mar. Sci**, v. 10, p. 1271755, 2023. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1271755>

KELSEY, J. et al. *geopandas/geopandas: v0.8.1* (Version v0.8.1). **Zenodo**, 2020. <http://doi.org/10.5281/zenodo.3946761>

KONOWALIK, K.; NOSOL, A. Evaluation metrics and validation of presence-only species distribution models based on distributional maps with varying coverage. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1482, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-80062-1>

KOSICKI, J.Z. Generalized Additive Models and Random Forest Approach as effective methods for predictive species density and functional species richness. **Environmental and ecological statistics**, v. 27, p. 273-292, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10651-020-00445-5>

LEÃO, T. et al. **Espécies Exóticas Invasoras**. Recife, 2011.

LI, X.; WANG, Y. Applying various algorithms for species distribution modelling. **Integrative zoology**, v. 8, n. 2, p. 124-135, 2013. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12000>

- LIMA, M.G.C.; GIRÃO, O. Considerações Teóricas sobre a Dinâmica Superficial em Ambientes Tropicais Áridos e Semiáridos: Aplicação ao Semiárido do Nordeste Brasileiro. **Espaço Aberto**, v. 10, n. 2, p. 9-26, 2020. <https://orcid.org/0000-0002-5797-4450>
- LIN L. et al. Climate change impacts the distribution of *Quercus* section *Cyclobalanopsis* (Fagaceae), a keystone lineage in East Asian evergreen broadleaved forests. **Plant Diversity**, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2023.03.014>
- LOPES A. et al. Predicting the range expansion of invasive alien grasses under climate change in the Neotropics. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 21(2), 128-135, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.02.005>
- MAASS M.; BURGOS. Water dynamics at the ecosystem level in seasonally dry tropical forests. **Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation**, 141-156, 2011. [https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7\\_9](https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7_9)
- MACKALLAH, C. et al. ACCESS datasets for CMIP6: methodology and idealised experiments. **Journal of Southern Hemisphere Earth Systems Science**, v. 72, n. 2, p. 93-116, 2022. <https://doi.org/10.1071/ES21031>
- MARENGO, J.A. et al. Assessing drought in the drylands of northeast Brazil under regional warming exceeding 4 C. **Natural Hazards**, 103, 2589-2611, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11069-020-04097-3>
- MARENGO, J.A. **Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI**. Brasília: MMA, 2007. 2 edição. 212 p. in Série Biodiversidade, v. 26.
- MEINSHAUSEN, M. et al. The shared socio-economic pathway (SSP) greenhouse gas concentrations and their extensions to 2500. **Geoscientific Model Development**, v. 13, n. 8, p. 3571-3605, 2020. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-3571-2020>
- MEIR P.; PENNINGTON R.T. Climatic change and seasonally dry tropical forests. **Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation**, 279-299, 2011. [https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7\\_16](https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7_16)
- MEIR, P.; PENNINGTON R.T. Climatic change and seasonally dry tropical forests. **Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation**, 279-299, 2011. [https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7\\_16](https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7_16)
- MEROW, C. et al. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. **Ecography**, v. 36, n. 10, p. 1058-1069, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>
- MORAIS, L.F.D et al. Spectral responses in rangelands and land cover change by livestock in regions of the Caatinga biome, Brazil. **Scientific Reports**, 11(1), 18261, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-97784-5>
- MOURA, M.R. et al. PHerbáceas impacts of climate change on the woodiness and ecological generalism of dry forest plant assemblages. **Journal of Ecology**, v. 111, n. 8, p. 1762-1776, 2023. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14139>
- MOURA, M.R. et al. PHerbáceas impacts of climate change on the woodiness and ecological generalism of dry forest plant assemblages. **Journal of Ecology**, v. 111, n. 8, p. 1762-1776, 2023. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14139>
- NASCIMENTO, C.E.S. et al. Seed germination and early seedling survival of the invasive species *Prosopis juliflora* (Fabaceae) depend on habitat and seed dispersal mode in the Caatinga dry forest. **PeerJ**, v. 8, p. e9607, 2020. <https://doi.org/10.7717/peerj.9607>

- NISIN, K.M.; SREENATH, K.R.; SREERAM, M.P. Muscling mussels: Understanding the invasive potential of the South American bivalve *Mytella strigata* (Hanley, 1843) in the Northern Indian Ocean. **Science of The Total Environment**, p. 170243, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170243>
- NOLAN, C. et al. Past and future global transformation of terrestrial ecosystems under climate change. **Science**, 361(6405), 920-923, 2018. <https://doi.org/10.1126/science.aan5360>
- O'LOUGHLIN, L.S.; PANETTA F;D.; GOODEN B. Identifying thresholds in the impacts of an invasive groundcover on native vegetation. **Sci Rep** 11, 20512, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-98667-5>
- OLIVEIRA, E.F. et al. Climatic suitability, isolation by distance and river resistance explain genetic variation in a Brazilian whiptail lizard. **Heredity**, 120(3), 251-265, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41437-017-0017-2>
- OLIVEIRA, F.T. et al. Palma forrageira: adaptação e importância para os ecossistemas áridos e semiáridos. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, n. 4, p. 4, 2010.
- O'NEILL B. C. et al. The scenario model intercomparison project (ScenarioMIP) for CMIP6. **Geoscientific Model Development**, 9(9), 3461-3482, 2016. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016>
- PAUCHARD, A. et al. Non-native and native organisms moving into high elevation and high latitude ecosystems in an era of climate change: new challenges for ecology and conservation. **Biological invasions**, v. 18, p. 345-353, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-1025-x>
- POLECHOVÁ, J.; STORCH, D. Ecological niche. **Encyclopedia of ecology**, v. 2, p. 1088–1097, 2008.
- RAI, P.K.; SINGH, J.S. Invasive alien plant species: Their impact on environment, ecosystem services and human health. **Ecological indicators**, 111, 106020, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106020>
- RANJBAR, F. et al. **Comparison of the predatory impacts of indigenous and adventive ladybeetle species (Coleoptera: Coccinellidae) using a functional response approach**, 2024. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3871729/v1>
- RINGELBERG, J.J. et al. Precipitation is the main axis of tropical plant phylogenetic turnover across space and time. **Science Advances**, 9(7), eade4954, 2023. <https://doi.org/10.1126/sciadv.ade4954>
- RODRIGUEZ DE RIVERA, O.; LÓPEZ-QUÍLEZ, A. Development and comparison of species distribution models for forest inventories. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 6, n. 6, p. 176, 2017.
- ROWDEN, A.A. et al. High-resolution habitat suitability models for the conservation and management of vulnerable marine ecosystems on the Louisville Seamount Chain, South Pacific Ocean. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, p. 335, 2017. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00335>
- SANTOS, C.V.; OLIVEIRA, A.F.; FERREIRA FILHO, J.B.S. Potential impacts of climate change on agriculture and the economy in different regions of Brazil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 60, 2021. <https://doi.org/10.1590/1806-9479.2021.220611>
- SATYANTI, A. et al. Predicting effects of warming requires a whole-of-life cycle perspective: a case study in the alpine herb *Oreomyrrhis eriopoda*. **Conservation physiology**, v. 9, n. 1, p. coab023, 2021. <https://doi.org/10.1093/conphys/coab023>
- SCHULZ, A.N. et al. Strengthening the ties that bind: an evaluation of cross-disciplinary communication between invasion ecologists and biological control researchers in entomology. **Annals**

of the **Entomological Society of America**, 114(2), 163-174, 2021.  
<https://doi.org/10.1093/aesa/saaa052>

SELWOOD, K.E.; MCGEOCH, M.A.; MAC NALLY, R. The effects of climate change and land-use change on demographic rates and population viability. **Biological Reviews**, v. 90, n. 3, p. 837-853, 2015. <https://doi.org/10.1111/brv.12136>

SHARMA, P. et al. Critical insights into the ecological and invasive attributes of *Leucaena leucocephala*, a tropical agroforestry species. **Frontiers in Agronomy**, v. 4, p. 890992, 2022. <https://doi.org/10.3389/fagro.2022.890992>

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**, 14(5), e0217028, 2019. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217028>

SILVA, M.A.F.; HIGUCHI, P.; SILVA, A.C. Impacto de mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica potencial de *Ilex paraguariensis*. **Rodriguésia**, v. 69, p. 2069-2079, 2018. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201869437>

SIMON, S.M.; GLAUM, P.; VALDOVINOS, F.S. Interpreting random forest analysis of ecological models to move from prediction to explanation. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 3881, 2023. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-30313-8>

STADLER, S. J. **Aridity Indexes**, In The Encyclopedia of Climatology, p. 102–107, Edited by J.E. Oliver and R. W. Fairbridge, Van Nostrand Reinhold Company, New York, 1987.

STANLEY, R.R.E. et al. A climate-associated multispecies cryptic cline in the northwest Atlantic. **Science Advances**, v. 4, n. 3, p. eaaq0929, 28 mar. 2018. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaq0929>

SOLYMOS, P. The Anatomy of a Shiny Application. **Analythium Solutions Inc**, 2021. Disponível em: <https://hosting.analythium.io/the-anatomy-of-a-shiny-application/#further-reading>

SUN J. et al. Ecological niche models for the assessment of site suitability of sea cucumbers and sea urchins in China. **Scientific Reports**, 12(1), 12795, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-17004-6>

SYPHARD, A.D.; FRANKLIN, J. Differences in spatial predictions among species distribution modeling methods vary with species traits and environmental predictors. **Ecography**, v. 32, n. 6, p. 907-918, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05883.x>

TOMASELLA, J.; CUNHA, A.P.A.; MARENGO, J.A. **Nota Técnica: Elaboração dos Mapas de Índice de Aridez e Precipitação Total Acumulada para o Brasil**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - MCTI; Centro Nacional de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais - MCTI, 2024. Disponível em: [https://www.gov.br/cemaden/pt-br/assuntos/noticias-cemaden/estudo-do-cemaden-e-do-inpe-identifica-pela-primeira-vez-a-ocorrencia-de-uma-regiao-arida-no-pais/nota-tecnica\\_aridas.pdf](https://www.gov.br/cemaden/pt-br/assuntos/noticias-cemaden/estudo-do-cemaden-e-do-inpe-identifica-pela-primeira-vez-a-ocorrencia-de-uma-regiao-arida-no-pais/nota-tecnica_aridas.pdf)

TOWN, P.; THABTAH, F. Data analytics tools: A user perspective. **Journal of Information & Knowledge Management**, v. 18, n. 01, p. 1950002, 2019. <https://doi.org/10.1142/S0219649219500023>

TOZATO, H. C.; MELLO-THÉRY, N.A.; DUBREUIL, V. Impactos das Mudanças Climáticas na Biodiversidade Brasileira e o Desafio em Estabelecer uma Gestão Integrada para a Adaptação e Mitigação. **Revista Gestão & Políticas Públicas**, 5(2), 309-331, 2015. <https://doi.org/10.11606/issn.2237-1095.v5p309-331>

VENABLES, W. N. et al. **An introduction to R**. 2009.

- VERA-ESCALONA, I.; BRANTE, A. A simulation study evaluating how population survival and genetic diversity in a newly established population can be affected by propagule size, extinction rates, and initial heterozygosity. **PeerJ**, v. 12, p. e16628, 2024. <https://doi.org/10.7717/peerj.16628>
- VIEIRA, R.M.S et al. Identifying areas susceptible to desertification in the Brazilian northeast. **Solid Earth**, v. 6, n. 1, p. 347-360, 2015. <https://doi.org/10.5194/se-6-347-2015>
- WICKHAM, H. **Mastering shiny**. O'Reilly Media, Inc., 2021
- WILLIAMS, J.W.; JACKSON, S.T. Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 5(9), 475-482, 2007. <https://doi.org/10.1890/070037>
- WITH, K.A. **Landscape Effects on Population Distributions and Dynamics**. Essentials of Landscape Ecology (Oxford, 2019; online edn, Oxford Academic, 22 Aug. 2019), <https://doi.org/10.1093/oso/9780198838388.003.0007>
- WU, T. et al. The Beijing Climate Center climate system model (BCC-CSM): The main progress from CMIP5 to CMIP6. **Geoscientific Model Development**, v. 12, n. 4, p. 1573-1600, 2019. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-1573-2019>
- ZETTLEMOYER, M.A.; SCHULTHEIS, E.H.; LAU, J.A. Phenology in a warming world: differences between native and non-native plant species. **Ecology letters**, v. 22, n. 8, p. 1253-1263, 2019. <https://doi.org/10.1111/ele.13290>
- ZHANG, Z. et al. The poleward naturalization of intracontinental alien plants. **Science advances**, v. 9, n. 40, p. eadi1897, 2023. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adi1897>

# CAPÍTULO 1

Este artigo está submetido ao periódico "Biological invasions", QUALIS A1, e, portanto, está formatado de acordo com as recomendações desta revista (acesse: <https://link.springer.com/journal/10530>).

## Projeções Climáticas e o Futuro de Plantas Invasoras na Caatinga

Carlos Leandro Costa Silva, Michele de Sá Dechoum, Rebecca Luna Lucena e Priscila Fabiana Macedo Lopes

Carlos Leandro Costa Silva  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte  
Aluno de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente/PRODEMA  
E-mail: carlosleandro232@gmail.com

Michele de Sá Dechoum  
Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Ecologia e Zoologia  
E-mail: michele.dechoum@ufsc.br

Rebecca Luna Lucena  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Ensino Superior do Seridó  
CERES  
E-mail: rebeccaosvaldo@yahoo.com.br

Priscila Fabiana Macedo Lopes  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Departamento de Ecologia  
Instituto de Pesquisa da Universidade de Bucareste (ICUB), Universidade de Bucareste, Bucareste, Romênia  
E-mail: priscila.lopes@ufrn.br

### RESUMO:

O aumento da prevalência de espécies vegetais invasoras não-nativas, que prosperam em novos ambientes apesar dos desafios das mudanças climáticas, destaca uma preocupação ecológica significativa. No entanto, as análises típicas das invasões tendem a focar em uma única espécie, negligenciando o potencial para invasões concomitantes e a formação de comunidades sem análogos. Certos ecossistemas, como a Caatinga brasileira, uma floresta sazonalmente seca que cobre 833,000 km<sup>2</sup>, podem ser particularmente suscetíveis a invasões e aos impactos das mudanças climáticas. Utilizando Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs), nossa pesquisa projetou a distribuição futura de 19 espécies de plantas invasoras não-nativas altamente invasivas na Caatinga sob dois cenários climáticos: um otimista (EC-Earth3-Veg\_ssp1-2.6) e um pessimista (EC-Earth3-Veg\_ssp5-8.5). Abrangendo de 2021 a 2100, avaliamos mudanças potenciais na distribuição para herbáceas, gramíneas, arbustos e árvores. Áreas com temperaturas médias anuais de 24 a 27°C e maior precipitação são mais propensas a invasões. No cenário pessimista, a área propensa a invasões para todas as formas de vida aumenta cerca de 50% de 2021 a 2080. *Megathyrsus maximus* Jacq., *Cenchrus ciliaris* L., *Cenchrus echinatus* L., *Dodonaea viscosa* Jacq. e *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. são invasores potenciais em ambos os cenários. Apesar da projeção de uma queda nas áreas adequadas para invasões na Caatinga (-46,3% otimista, -30,1% pessimista, entre os primeiros e últimos intervalos de tempo), hotspots específicos ainda poderiam formar comunidades sem análogos, particularmente

sob o estresse ecossistêmico induzido pelas mudanças climáticas. A diminuição nos habitats para plantas invasoras não-nativas levanta preocupações sobre a sobrevivência das espécies nativas, influenciadas por suas limitações fisiológicas e de recursos. Isso enfatiza a necessidade de implementação de estratégias de manejo imediatas para proteger essas espécies nativas.

Palavras-chave: Floresta tropical sazonal seca (FTSS), Espécies de plantas invasoras, Mudanças climáticas, Modelo de distribuição de espécies (MDEs), Comunidades sem análogos.

## Climate Projections and the Future of Invasive Plants in the Caatinga

### ABSTRACT:

The increasing prevalence of invasive non-native plant species, thriving in new environments despite the challenges of climate change, underscores a significant ecological concern. However, typical analyses of invasions tend to focus on individual species, overlooking the potential for concurrent invasions and the formation of no-analog communities. Certain ecosystems, such as the Brazilian Caatinga, a seasonally dry forest that covers 833,000 km<sup>2</sup>, may be particularly susceptible to invasions and the impacts of climate change. Using Species Distribution Models (SDMs), our research projected the future distribution of 19 highly invasive non-native plants in the Caatinga under two climate scenarios: an optimistic one (EC-Earth3-Veg\_ssp1-2.6) and a pessimistic one (EC-Earth3-Veg\_ssp5-8.5). Spanning from 2021 to 2100, we assessed potential distribution changes for forbs, grasses, shrubs, and trees. Areas with annual mean temperatures of 24 to 27°C and higher precipitation are more prone to invasions. In the pessimistic scenario, the invasion-prone area for all life forms rises by about 50% from 2021 to 2080. *Megathyrsus maximus* Jacq., *Cenchrus ciliaris* L., *Cenchrus echinatus* L., *Dodonaea viscosa* Jacq., and *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. are potential invaders in both scenarios. Despite a projected decline in invasion-suitable areas in the Caatinga (-46.3% optimistic, -30.1% pessimistic, between the first and last-time intervals), specific hotspots could still form no-analog communities, particularly under climate change-induced ecosystem stress. The decrease in habitats for invasive non-native plants raises survival concerns for native species, influenced by their physiological and resource limitations. This emphasizes the need for the implementation of prompt management strategies to safeguard these native species.

Keywords: Seasonally dry tropical forest (SDTF), Invasive plant species, Climate change, Species distribution model (SDM), No-analog communities.

### 1. Introdução

Um dos principais impulsionadores da perda global de biodiversidade é a invasão biológica, um fenômeno que surge a partir da introdução de espécies, especialmente por seres humanos, de fora de suas regiões nativas. Devido às suas características intrínsecas e alta versatilidade, certas espécies demonstram maior aptidão para novas condições ambientais, exibindo alta capacidade de dispersão, reprodução e crescimento (Marin et al. 2020; Pinto et al. 2020). Uma vez estabelecidas, as espécies invasoras frequentemente têm impactos prejudiciais tanto na economia quanto no meio ambiente, particularmente em áreas que abrigam múltiplos invasores (Diagne et al. 2021; Pérez et al. 2022). Além das disrupções

ecológicas, essas espécies não-nativas também representam sérias ameaças aos serviços ecossistêmicos e à saúde humana. Sua presença compromete a biodiversidade, essencial para a produção de alimentos, recursos medicinais e proteção ambiental. A degradação dos serviços ecossistêmicos afeta diretamente o bem-estar humano (Pejchar e Mooney 2009; Jones e McDermott 2018). Além disso, os impactos adversos à saúde dessas invasões, cada vez mais reconhecidos na literatura, sublinham a necessidade de abordagens holísticas para gerir e mitigar as consequências generalizadas de espécies invasoras não-nativas (Pyšek e Richardson 2010; Stone et al. 2018). Por exemplo, algumas plantas invasoras não-nativas podem reduzir rendimentos agrícolas, colheitas e pastagens, resultando em perdas anuais de bilhões de dólares (Essl et al. 2020; Gaertner et al. 2014). Espécies invasoras frequentemente superam e eventualmente deslocam suas contrapartes nativas, aproveitando-se de fatores como a ausência de predadores e patógenos naturais, bem como as mudanças que induzem nas condições físico-químicas (Pinto et al. 2020; Xu Yue et al. 2016).

Na presença de múltiplas espécies invasoras, podem emergir comunidades sem análogos. Isso ocorre quando espécies invasoras não-nativas estabelecem interações ecológicas que não têm equivalentes em comunidades nativas (Veloz et al. 2012). Essas comunidades novas têm o potencial de perturbar padrões de predação e herbivoria, afetando assim a estrutura trófica dos ecossistemas (Fastovich et al. 2020; Williams e Jackson 2007). Essas mudanças nas dinâmicas ecológicas e estrutura da comunidade resultam em perda de diversidade e funcionalidade, afetando negativamente o equilíbrio e interdependência entre as espécies que originalmente compunham comunidades nativas (Luzi et al. 2022; Williams e Jackson 2007).

O estudo dessas comunidades pode ser abordado de diferentes maneiras, uma das quais é examinar espécies de plantas invasoras agrupadas em suas respectivas categorias de forma de vida (por exemplo, árvores, arbustos, herbáceas e gramíneas) (Pyšek et al. 2012; Guo et al. 2018). Árvores invasoras, por exemplo, exibem notável crescimento rápido e sombreamento eficaz, o que não só pode promover a sobrevivência deste grupo em temperaturas mais altas, mas também suprimir espécies nativas e mudar condições abióticas e comunidades vegetais em áreas invadidas (Mesacasa et al. 2022; Rejmánek e Richardson 2013; Schmidt et al. 2020). Arbustos invasores, com raízes profundas que lhes proporcionam uma vantagem crucial na busca por água, podem não apenas sobreviver, mas prosperar em ambientes de seca prolongada (Rejmánek e Richardson 2013). Por outro lado, herbáceas invasoras, com suas taxas de reprodução impressionantemente rápidas, podem explorar condições imprevisíveis, ocupando áreas perturbadas e desencadeando alguma reorganização nas comunidades vegetais (Underwood et al. 2019; Scharfy et al. 2011). Enquanto isso,

gramíneas invasoras resistentes ao fogo, com altas taxas de dispersão, encontram oportunidades em paisagens queimadas, tornando-se pioneiras em ecossistemas perturbados e alterando a estrutura da vegetação (Fusco et al. 2019; Underwood et al. 2019). Essas características, quando combinadas com os desafios impostos por fatores como as mudanças climáticas, podem desencadear transformações complexas na composição e estrutura das comunidades vegetais ao longo do tempo, resultando em novas comunidades sem precedentes (Hawkes et al. 1968; Feeley et al. 2020).

Entender os fatores que contribuem para o estabelecimento de plantas invasoras não-nativas e a formação de comunidades sem análogos é crucial para avaliar seu potencial impacto nos ecossistemas (Chagas et al. 2020). Vários fatores, desde introduções deliberadas até a influência das mudanças climáticas, contribuem para moldar o estabelecimento de espécies e comunidades invasoras (Chagas et al. 2020; Gioria et al. 2023). As mudanças climáticas, em particular, perturbaram as condições naturais em grande parte do planeta, levando a mudanças contínuas na distribuição das espécies. No entanto, a suscetibilidade das regiões à invasão impulsionada pelas mudanças climáticas pode variar, dependendo de vários fatores, incluindo sua exposição histórica à degradação, que enfraquece as comunidades naturais (Hansen e Cramer 2015; Knoke et al. 2023). Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSSs) em todo o mundo têm experimentado notável degradação ambiental, refletindo parcialmente um desrespeito histórico que muitas vezes percebe esses ecossistemas como menos produtivos e diversos (Ferrer-Paris et al. 2019; Rivas et al. 2021). Simultaneamente, essas regiões devem sofrer severas mudanças na precipitação e temperatura (Marengo et al. 2020; Seddon et al. 2016). Como resultado, há questões sobre o potencial para invasões biológicas em tais ambientes, incluindo se as condições climáticas extremas previstas em FTSSs promoveriam ou impediriam espécies invasoras (Chagas et al. 2020).

Responder a essas questões é desafiador porque as Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSSs) são definidas por sua pronunciada sazonalidade, sem um conjunto único de critérios universalmente aplicáveis (Maass e Burgos 2011; Meir e Pennington 2011). Isso pode resultar em diferenças significativas nas invasões biológicas de um lugar para outro (Pinto et al. 2020). Uma FTSS única está localizada na região nordeste do Brasil, conhecida como Caatinga. Ela cobre uma extensa área de 833,000 km<sup>2</sup>, que é três vezes e meia maior que o Reino Unido (Fernandes et al. 2020). Reconhecida como a maior FTSS, a Caatinga abriga cerca de 10% da diversidade total de plantas do Brasil (Zappi, 2015), com aproximadamente 15% sendo especialistas em FTSSs encontrados exclusivamente nesse bioma (Fernandes et al., 2020). Em termos de espécies introduzidas, a Caatinga abriga mais de 120 espécies, nem todas necessariamente causam danos socioeconômicos ou ecológicos

graves e, portanto, são consideradas espécies não-nativas em princípio (Almeida et al. 2015). Por outro lado, pelo menos 51 espécies são classificadas como invasoras potenciais ou consideradas invasoras (Leão et al. 2011), como exemplificado pelo arbusto asiático *Calotropis procera* Aiton (Algodão-da-seda) e a árvore mexicana *Leucaena leucocephala* Lam. (Leucena) (Leão et al. 2011). Espécies como essas prosperam na Caatinga devido às semelhanças ambientais com seus países de origem (Barbosa et al. 2019; Hassan et al. 2015) e afetam os serviços ecossistêmicos, particularmente aqueles relacionados à regulação, e impulsionam mudanças na composição e estrutura das comunidades biológicas (Jones e McDermott 2018; Rai e Singh 2020). Prever a invasibilidade da Caatinga por plantas não-nativas em um mundo em mudança climática forneceria orientações essenciais para o manejo dessas espécies. No entanto, nem a Caatinga nem as outras FTSSs, em geral, passaram por avaliações abrangentes de sua invasibilidade como ecossistemas inteiros. No entanto, uma visão global poderia ajudar a prever o surgimento de comunidades sem análogos, fornecendo *insights* valiosos para os esforços de gestão dos ecossistemas. Tal avaliação pode ser alcançada por meio do uso de Modelos de Distribuição de Espécies (MDE). Os MDEs são ferramentas computacionais capazes de projetar futuras invasões correlacionando dados georreferenciados de espécies-alvo com variáveis de solo, água, biológicas e/ou climáticas (Chagas et al. 2020; Lin et al. 2023). Consequentemente, esses modelos permitem a identificação de habitats com maior adequação para a ocorrência de espécies não-nativas e/ou invasoras, juntamente com a identificação dos fatores que impulsionam essa adequação (Essl et al. 2020; Lin et al. 2023; Silva et al. 2019).

À medida que as mudanças climáticas continuam a remodelar nosso planeta, ecossistemas como a Caatinga estão à beira de transformações significativas (Lopes et al. 2023). Com essa perspectiva, o estudo está fundamentado em dois objetivos principais: (1) identificar as áreas médias adequadas para invasões biológicas na Caatinga usando MDEs de consenso; e (2) identificar formas de vida específicas (e.g., gramíneas invasoras, e árvores) que possam prosperar devido a essas mudanças climáticas, potencialmente influenciando estruturas tróficas locais, impactando o funcionamento do ecossistema e levando ao surgimento de comunidades sem análogos dentro da Caatinga (Rai e Singh 2020). Espera-se que espécies de plantas invasoras possam experimentar um aumento em sua capacidade de invadir novos territórios, potencialmente levando à sua expansão geográfica e à promoção de comunidades sem análogos. Devido ao tamanho e à variabilidade geográfica da Caatinga, certas áreas, especialmente aquelas com níveis mais altos de precipitação, podem ser mais suscetíveis à invasão, pois a água é o principal fator limitante em FTSSs (Maass e Burgos 2011; Meir e Pennington 2011). Da mesma forma, espécies com maior potencial reprodutivo,

como é geralmente o caso das gramíneas, podem ser mais propensas a se beneficiar das mudanças climáticas.

## **2. Materiais e métodos**

### *2.1. Área de estudo*

Este estudo foca na Floresta Tropical Sazonal Seca Brasileira, conhecida como Caatinga, que cobre uma área de 833,000 km<sup>2</sup> (Fernandes et al. 2020; IBGE, 2019a). Abrange nove estados da região Nordeste e se estende até a porção norte do estado de Minas Gerais, Brasil (IBGE, 2019a). Nesta região, certas áreas suportam um prolongado período de seca que dura de seis a oito meses, durante o qual a precipitação é menor que o dobro da temperatura (Bagnouls e Gaussen 1953). O clima na Caatinga é predominantemente semiárido (Vieira et al. 2015), com níveis médios de precipitação anual em torno de 800 mm, que podem exceder 1.000 mm em regiões costeiras e cair para menos de 300 mm em algumas áreas continentais (Silva et al. 2019). A estação chuvosa na Caatinga geralmente se estende de janeiro a maio, embora isso possa variar devido a eventos climáticos extremos e diferenças na precipitação entre os vários estratos de vegetação no interior do ecossistema. Ao longo do ano, a região experimenta uma gama de temperaturas, geralmente oscilando entre 22°C e 30°C (Morais et al. 2021; Silva et al. 2019).

Essa diferença sazonal, juntamente com as características únicas da Caatinga como uma FTSS e sua proximidade com a Mata Atlântica costeira, resulta em semelhanças vegetativas compartilhadas entre os estados abrangidos pela Caatinga. Essas semelhanças dão origem a várias características ecológicas, incluindo a presença de Florestas Sazonais, Complexos de Savana, Dunas e fragmentos de vegetação influenciados por fatores hidrológicos (Silva et al. 2019). Adicionalmente, esses fatores influenciam as estratégias de sobrevivência desenvolvidas pelas plantas nativas para suportar os meses secos (Fernandes e Queiroz 2018; Meir e Pennington 2011; Oliveira et al. 2018). Essas espécies nativas estão adaptadas ao clima da região, que possui a estação chuvosa mais curta (3-5 meses) entre todas as FTSSs, ditando as características únicas da vegetação da Caatinga. Essas características incluem a formação de folhas pequenas e coriáceas, espinhos, raízes profundas e troncos retorcidos, além da pronunciada variação na estrutura da vegetação, variando de florestas a complexos arbustivos xerofíticos (Fernandes e Queiroz 2018; Meir e Pennington 2011).

O clima naturalmente desafiador da Caatinga deve se tornar mais severo com as mudanças climáticas. Projeções indicam um aumento de temperatura de pelo menos dois graus até 2040, quatro graus até 2070 e impressionantes cinco graus e meio até 2100

(Marengo et al. 2020). Essas mudanças terão impactos de longo alcance em fatores como a disponibilidade de água, o fornecimento de ração animal e a produção agrícola local. Espera-se que elas contribuam para o processo contínuo de desertificação (Nolan et al. 2018; Ringelberg et al. 2023) e afetem significativamente a diversidade local (De Kort et al. 2021; Fonturbel et al. 2018).

## 2.2. Modelos de distribuição de espécies (MDEs)

O algoritmo de aprendizado de máquina de Entropia Máxima (MaxEnt) foi utilizado para construir Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs) para espécies que são potencialmente invasoras ou reconhecidas como invasoras na Caatinga. Os MDEs são baseados no conceito de nicho ecológico, representando a gama de condições e recursos necessários para sustentar populações dentro de um ecossistema (Polechová e Storch 2008). A saída principal dos MDEs são mapas de adequabilidade de habitat que refletem as condições ambientais essenciais para a existência ou sobrevivência de uma espécie (Ganglo 2023; Sun et al. 2022).

O MaxEnt utiliza o princípio da entropia máxima para estimar a taxa de ocorrência relativa de uma espécie em uma paisagem, com base em preditores ambientais em cada localização (Merow et al., 2013). Na física, essa abordagem representa uma medida de incerteza no estado de um sistema, e no contexto do MaxEnt, é utilizada para prever onde uma espécie pode existir com base nos dados disponíveis (Baldwin 2009; Merow et al. 2013). As taxas de ocorrência relativas previstas pelo MaxEnt, denotadas como  $P^*(z(x_i))$ , foram calculadas usando a equação:

$$P^*(z(x_i)) = \exp(\lambda * z(x_i)) / \sum \exp(\lambda * z(x))$$

Onde  $z(x_i)$  representa as variáveis ambientais na localização  $x_i$ , e  $\lambda$  é o vetor de coeficientes de regressão, com  $\lambda * z(x_i)$  equivalente à combinação linear das variáveis ambientais e seus respectivos coeficientes. O denominador representa a soma do  $\exp(\lambda * z(x))$  em todas as células da grade, garantindo que as taxas de ocorrência relativas somem a unidade em toda a paisagem para fins de normalização (Merow et al. 2013).

O modelo atribui uma pontuação de adequabilidade prevista a cada célula dentro da área de estudo, refletindo as condições necessárias para a sobrevivência da espécie. Essas pontuações podem ser interpretadas como índices de adequabilidade de habitat, indicando a probabilidade ou adequabilidade prevista da presença da espécie na área analisada (Ganglo 2023; Merow et al. 2013).

### 2.3. *Cenários de Mudanças Climáticas*

Os cenários de mudanças climáticas, fornecendo insights sobre as condições climáticas futuras, são desenvolvidos com base em fatores como emissões de gases de efeito estufa e outras variáveis relevantes (Joshi et al. 2003; Kärcher 2018). Esses cenários representam futuros possíveis e podem ser adaptados a Modelos Climáticos Globais (MCGs) específicos, que são modelos computacionais sofisticados usados para simular o sistema climático da Terra (Braconnot et al. 2012; Kirtman et al. 2013). Neste estudo, foram utilizados dados climáticos futuros do banco de dados WorldClim (<https://www.AUCclim.org>), que incorpora uma variedade desses cenários climáticos associados a diferentes MCGs. Esses cenários consideram diversas emissões, fatores de desenvolvimentos socioeconômicos e outros fatores relevantes que se alinham com os respectivos MCGs, permitindo a exploração de um espectro de resultados climáticos potenciais (Keyßer e Lenzen 2021; Riahi et al. 2017).

O MCG utilizado neste estudo foi o EC-Earth3-Veg, desenvolvido pelo Centro Europeu para Previsões Meteorológicas de Médio Alcance (ECMWF). É um modelo de alta qualidade empregado em outros estudos onde a área de estudo apresenta algumas características climáticas semelhantes às da região semiárida, além de ser um modelo eficiente para representar os efeitos das mudanças climáticas na vegetação com maior precisão (Abbas et al. 2022). Apenas um MCG foi usado para facilitar a modelagem com mais de duas espécies (Abbas et al. 2022; Lin et al. 2023; Parding et al. 2020), e associado a ele, um cenário otimista (ssp1-2.6) e um pessimista (ssp5-8.5) foram usados.

No cenário otimista, é simulado um mundo com baixas emissões de gases de efeito estufa (2,6 watts por metro quadrado de forçamento radiativo até 2100), com o objetivo de limitar o aquecimento global a menos de 2 graus Celsius acima dos níveis pré-industriais (O'Neill et al. 2016). Em contraste, o cenário pessimista simula uma trajetória marcada pelo crescimento populacional global e uma forte dependência de combustíveis fósseis como base da economia mundial. Isso leva a um aumento substancial nas emissões de gases de efeito estufa (8,5 watts por metro quadrado de forçamento radiativo em 2100). Neste último cenário, há uma evidente falta de cooperação internacional para enfrentar as mudanças climáticas, resultando em um aumento significativo nas temperaturas médias globais de 4,1 a 4,8 °C acima dos níveis pré-industriais até 2100 (Brooks et al. 2014; O'Neill et al. 2016).

### 2.4. *Coleta de Dados*

Um total de 22 variáveis mensais foram coletadas com base em sua relevância como fatores para prever a distribuição futura das espécies, conforme indicado na literatura (Ganglo

2023). Essas variáveis são apresentadas em minutos de longitude e latitude, com uma resolução de cinco minutos, para quatro intervalos de tempo futuros específicos (2021 a 2040, 2041 a 2060, 2061 a 2080 e 2081 a 2100). As variáveis selecionadas incluem: Temperatura média mínima mensal (°C; Tn), Temperatura média máxima mensal (°C; Tc), Precipitação total mensal (mm; Pr), Temperatura média anual (°C; Bio1), Amplitude térmica diária média (°C; Bio2), Isotermalidade (%; Bio3), Seasonalidade da temperatura (Bio4), Temperatura máxima do mês mais quente (°C; Bio5), Temperatura mínima do mês mais frio (°C; Bio6), Amplitude térmica anual (Bio7), Temperatura média do trimestre mais úmido (°C; Bio8), Temperatura média do trimestre mais seco (°C; Bio9), Temperatura média do trimestre mais quente (°C; Bio10), Temperatura média do trimestre mais frio (°C; Bio11), Precipitação anual (mm; Bio12), Precipitação do mês mais úmido (mm; Bio13), Precipitação do mês mais seco (mm; Bio14), Seasonalidade da precipitação (mm; Bio15), Precipitação do trimestre mais úmido (mm; Bio16), Precipitação do trimestre mais seco (mm; Bio17), Precipitação do trimestre mais quente (mm; Bio18) e Precipitação do trimestre mais frio (mm; Bio19).

Um estudo anterior identificou 51 espécies como potencialmente invasoras na Caatinga com base em sua presença estabelecida em ambientes naturais, seu reconhecimento como invasores na região e sua ocorrência em pelo menos três dos dez estados que estão nos limites da Caatinga (Leão et al. 2011). Para aumentar a robustez dos modelos, foram selecionadas apenas as espécies com um mínimo de 100 ocorrências georreferenciadas dentro da Caatinga, resultando em 30 das 51 espécies listadas na literatura. As ocorrências para essas espécies invasoras foram extraídas do Global Biodiversity Information Facility (GBIF) (<https://www.gbif.org/>) e do Specieslink (<https://specieslink.net/>).

Para refinar os resultados da modelagem, incluímos ocorrências dentro das áreas de distribuição nativa das espécies (Bergamin et al. 2022; Broennimann e Guisan 2008), restringindo o conjunto de dados para 1500 pontos de ocorrência por espécie para melhorar a eficiência computacional. Além disso, as espécies foram classificadas e agrupadas em quatro formas de vida com base em suas características: árvores (plantas lenhosas perenes, geralmente com mais de cinco metros de altura), arbustos (plantas lenhosas perenes sem uma raiz principal definida, geralmente com menos de cinco metros de altura), herbáceas (pequenas plantas rasteiras) e gramíneas (herbáceas anuais dentro do grupo de herbáceas, geralmente com raízes ramificadas) (Rejmánek e Richardson 2013; Scharfy et al. 2011).

## 2.5. *Abordagem Estatística*

As 22 variáveis coletadas foram filtradas para corresponder aos limites da Caatinga usando a função Split-Image no software Quantum GIS (v. 3.26) (Dai et al. 2022). Em

seguida, uma análise de pares dessas variáveis foi conduzida para remover os efeitos de multicolinearidade, aumentando a precisão da modelagem. Esse procedimento permitiu a seleção das variáveis que mais contribuem para a qualidade dos resultados. Especificamente, as variáveis altamente correlacionadas entre si ( $r \geq 0,8$ ) foram removidas (Chagas et al. 2020; Dai et al. 2022). Por fim, apenas sete variáveis foram mantidas (Tabela 1), sendo que cinco delas são variáveis de precipitação. Isso se alinha com a dinâmica ecológica na Caatinga, já que a região é principalmente influenciada pelos padrões de chuva (Alves e Fabricante 2019; Barbosa et al. 2019).

Tabela 1 - Teste de multicolinearidade usando o coeficiente de correlação de Pearson das variáveis ambientais. Apenas as variáveis com  $r \geq 0,8$  são mostradas.

Variável	Bio1	Bio3	Bio12	Bio15	Bio17	Bio19	pr
Bio1	1						
Bio3	0.708	1					
Bio12	-0.095	0.003	1				
Bio15	0.414	0.507	-0.034	1			
Bio17	-0.243	-0.299	0.367	-0.435	1		
Bio19	0.522	0.544	0.560	0.095	0.191	1	
Pr	0.099	0.190	0.367	-0.435	0.632	0.478	1

Nota - Bio1 = Temperatura média anual (°C), Bio3 = Isotermalidade (%), Bio12 = Precipitação anual (mm), Bio15 = Seasonalidade da precipitação (mm), Bio17 = Precipitação do trimestre mais seco (mm), Bio19 = Precipitação do trimestre mais frio (mm), Pr = Precipitação total mensal (mm).

Para mitigar possíveis problemas relacionados à autocorrelação espacial decorrentes de erros ou imprecisões nas sete variáveis ambientais remanescentes, uma superfície de viés foi gerada. Essa correção foi aplicada para contabilizar quaisquer distorções ou viés que possam existir nas variáveis ambientais, como resolução espacial insuficiente, ruído aleatório, remoção de padrões espúrios, harmonização de dados e/ou aplicação de métodos estatísticos para ajustar os valores das variáveis (Dai et al. 2022; Merow et al. 2013; Stanley et al. 2018).

O primeiro passo no MaxEnt envolveu a importação das sete variáveis e dos pontos de dados georreferenciados. O algoritmo foi configurado para calcular características lineares, quadráticas e de produto das variáveis para gerar curvas de resposta (Merow et al. 2013). Avaliar a linearidade dos dados garante, por exemplo, que a precipitação média em áreas onde a espécie pode ser encontrada seja aproximadamente equivalente à precipitação média em áreas onde elas são atualmente observadas. As características quadráticas, por outro lado,

ajudam a restringir a variância na precipitação em locais potenciais de ocorrência de espécies para corresponder à variância em locais observados. Enquanto isso, as características de produto ajudam a garantir que a relação entre precipitação e outros fatores seja controlada ou restrita (Merow et al. 2013).

O algoritmo foi configurado para calcular a importância relativa das variáveis usando o teste de Jackknife, que empregou a Análise de Componentes Principais (ACP) (Merow et al. 2013). A área sob a curva (AUC), uma métrica discriminativa usada para distinguir entre a presença da espécie e registros falsos, foi calculada para validar os resultados obtidos (Lin et al. 2023; Parding et al. 2020). Os valores de AUC variam de zero a um, com valores mais próximos de um indicando melhores resultados. Essas análises foram realizadas no MaxEnt para cada uma das 30 espécies invasoras em 500 iterações, atingindo convergência em 0.00001 (Martins et al. 2020; Merow et al. 2013).

Espécies com AUCs abaixo de 0,7 foram excluídas da análise, pois representam projeções sugerindo desempenho semelhante ao acaso, resultando em uma seleção final de 19 espécies (Fig. 1). Posteriormente, os MDEs dessas 19 espécies foram sobrepostos e usados para criar um conjunto de consenso de MDEs para ambos os cenários de mudança climática e seus quatro intervalos de tempo, com o objetivo de representar os habitats potenciais médios que poderiam ser invadidos por essas espécies. Para isso, os modelos individuais foram mesclados usando o comando 'mean' no pacote base do R (Gentleman e Ihaka 1997; R Core Team 2023).

Para identificar potenciais áreas críticas para o surgimento de comunidades sem análogos, uma análise visual de aglomerados de pontos em áreas de alta adequação para cenários de final de século foi conduzida. A densidade de pontos foi posteriormente quantificada usando o software R e o pacote Simple Features (Pebesma e Bivand 2023).

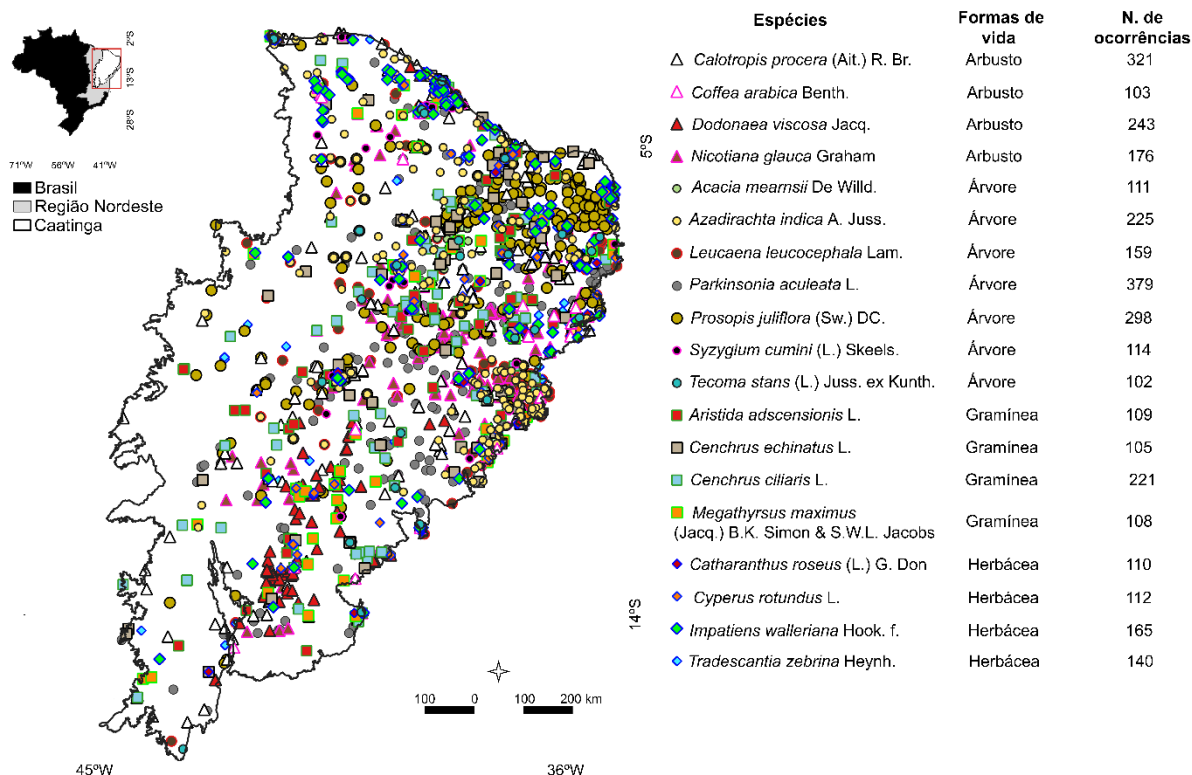


Fig 1 - Espécies (n=19) que foram modeladas com base no número de pontos georreferenciados disponíveis para a Caatinga. Apenas espécies com um mínimo de 100 pontos e valores de área sob a curva (AUC) acima de 0,7 foram incluídas

### 3. Resultados

A precisão da modelagem para as 19 espécies (ou seja,  $\mu$ -AUC > 0,7) foi satisfatória para ambos os cenários de mudança climática dentro de seus respectivos intervalos de tempo (Tabela 2).

Tabela 2 - AUCs Médias (Área Sob a Curva) para as 19 espécies de plantas potencialmente invasoras modeladas na Caatinga, em cada cenário de mudança climática ao longo do tempo.

Intervalo	AUC Cenário otimista	AUC Cenário pessimista
2021 a 2040	0.721	0.755
2041 a 2060	0.765	0.756
2061 a 2080	0.763	0.762
2081 a 2100	0.703	0.726

A temperatura média anual (Bio1) e a precipitação anual (Bio12) foram as variáveis ambientais que mais afetaram a maioria das espécies modeladas nos cenários avaliados em cada intervalo de tempo, seguidas pela precipitação total mensal (Pr), isothermalidade (Bio3),

precipitação sazonal (Bio15), precipitação do trimestre mais seco (Bio17) e precipitação do trimestre mais frio (Bio19). Esta última variável foi consideravelmente menos importante na previsão da distribuição potencial das espécies modeladas na Caatinga (Fig. 2).

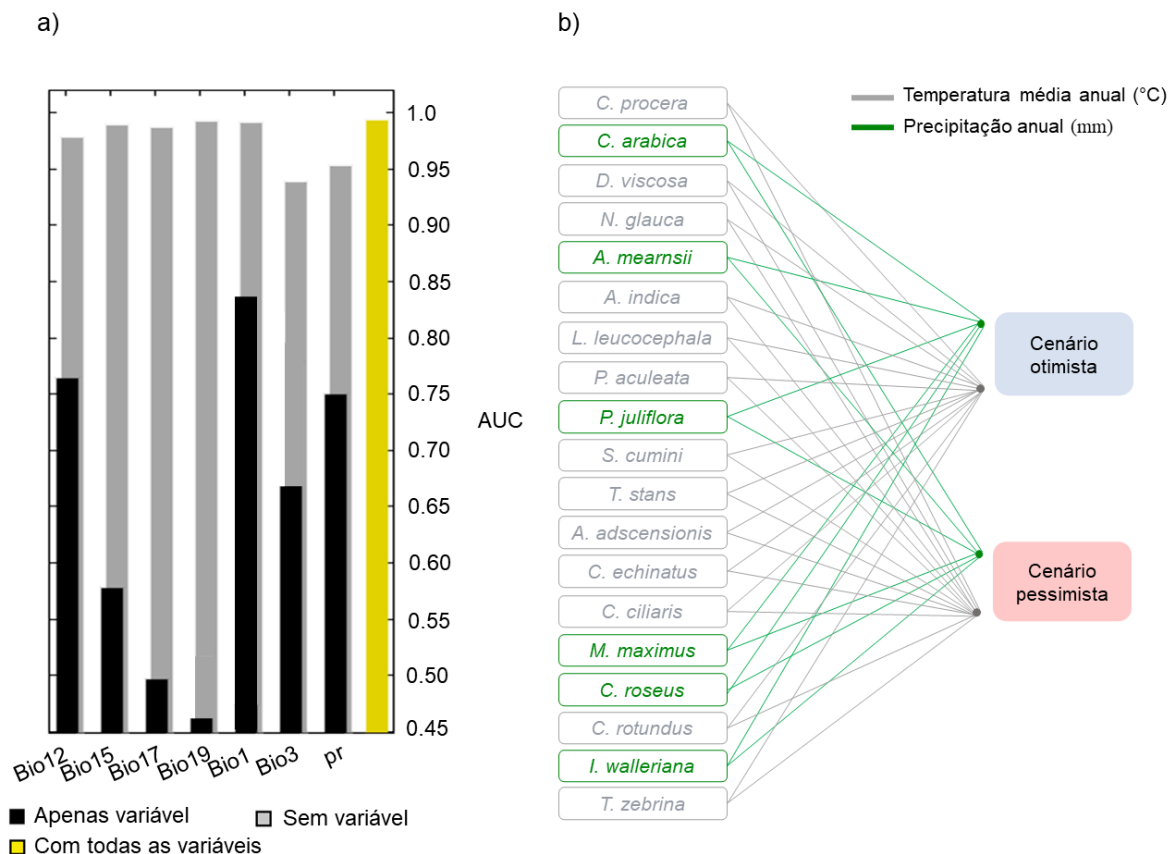


Fig 2 - (a) Importância das variáveis na projeção da distribuição de 19 espécies potencialmente invasoras (teste de Jackknife) na Caatinga. A legenda indica o ganho de treinamento usando todas as variáveis (barra amarela), variáveis individuais (barras pretas) e a redução no ganho de treinamento quando uma variável é removida do modelo completo (barras cinzas); (b) Principais variáveis que explicam a distribuição de cada espécie potencialmente invasora. As espécies em cinza e verde têm uma variável em comum que pode influenciar principalmente sua distribuição em ambos os cenários. Aquelas em cinza são principalmente afetadas pela temperatura média anual, enquanto as espécies mostradas em verde são principalmente afetadas pela precipitação anual.

### 3.1. Distribuição Consensual na Caatinga

A adequação para invasão biológica pelas 19 espécies modeladas permaneceu consistente em diferentes cenários e períodos de tempo, sendo a única mudança significativa a extensão das áreas potencialmente suscetíveis à invasão (medida em km<sup>2</sup>). As regiões altamente adequadas para invasões biológicas estão localizadas principalmente no norte e leste da área de estudo, abrangendo as coordenadas de 5°59'45.61"S, 40°10'1.22"W a 7°41'28.58"S, 37°5'56.17"W. Essas regiões englobam os estados do Ceará, Rio Grande do

Norte, Paraíba e Pernambuco, enquanto áreas com adequação média são encontradas nesses estados, além do estado da Bahia (Fig. 3).

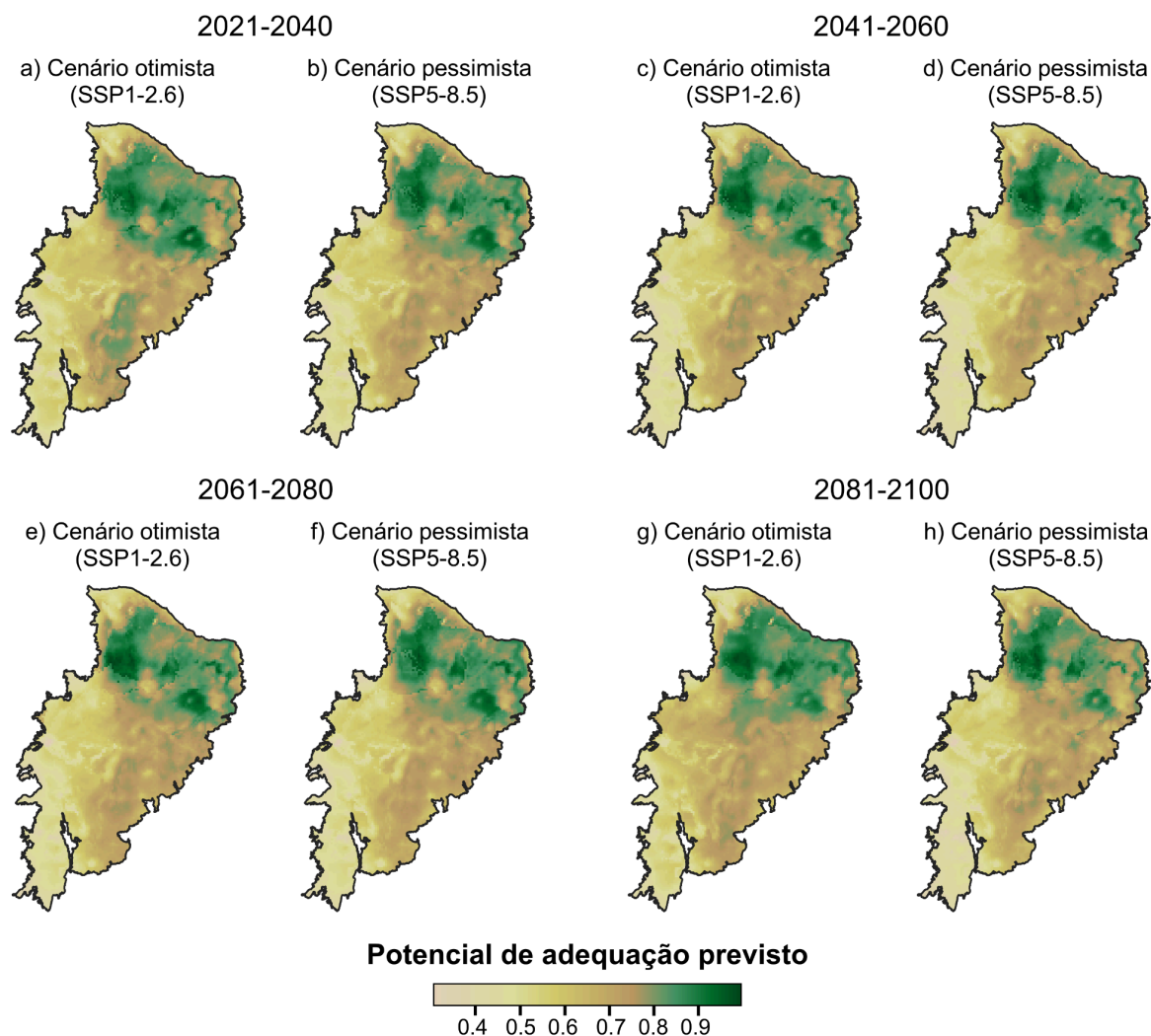


Fig 3 - Habitats projetados para 19 espécies atuais de plantas invasoras no ecossistema da Caatinga, Brasil. O gradiente de cores indica diferentes níveis de adequabilidade de habitat. As áreas classificadas como tendo adequabilidade média foram aquelas com pontuações entre 0,8 e 0,89, enquanto aquelas consideradas com alta adequabilidade tiveram pontuações acima de 0,9.

Uma vez que áreas de baixa adequação foram excluídas do cálculo (uma abordagem conservadora), a Caatinga fica com uma área total potencial de 230,234 km<sup>2</sup> adequada para invasões biológicas no cenário otimista e de 211,363 km<sup>2</sup> no cenário pessimista para o intervalo de tempo de 2021-2040 (Tabela 3). Após esse período, no cenário otimista, a área propícia para invasões é projetada para diminuir, atingindo 123,593 km<sup>2</sup> no intervalo final. Por outro lado, no cenário pessimista, há um leve aumento de 5% na área adequada desde o primeiro intervalo até o período de 2061-2080. No entanto, em seguida, ocorre uma redução significativa, perdendo cerca de 33.4% dessa área até o final do século (Tabela 3).

Tabela 3 - Áreas adequadas (km<sup>2</sup>) para invasão biológica sob cenários de mudança climática ao longo dos anos

	2021-2040		2041-2060		2061-2080		2081-2100	
	Opt	Pe	Opt	Pe	Opt	Pe	Opt	Pe
Alta	25,673	25,570	44,025	27,957	26,379	25,468	14,016	21264
Média	204,560	185,793	167,879	193,813	200,876	196,568	109,577	126,436
Total	230,233	211,363	211,904	221,770	227,255	222,036	123,593	147,700

Nota: Alta = Alta adequabilidade para invasão biológica; Média = Adequabilidade média; Opt = Cenário otimista e Pe = Cenário pessimista.

### 3.2. Distribuição das Formas de Vida

O impacto projetado das mudanças climáticas até 2100 sugere que, no período inicial (2021-2040), as áreas de alta adequação estão previstas para cobrir entre 18,000 e 22,000 km<sup>2</sup> considerando todas as formas de vida (Fig. 4). Durante este primeiro período, a invasão de gramíneas e árvores aumentará substancialmente, com essa tendência permanecendo consistente nas décadas seguintes. Enquanto isso, arbustos e especialmente herbáceas são esperados para serem afetados negativamente em ambos os cenários modelados (Fig. 4).

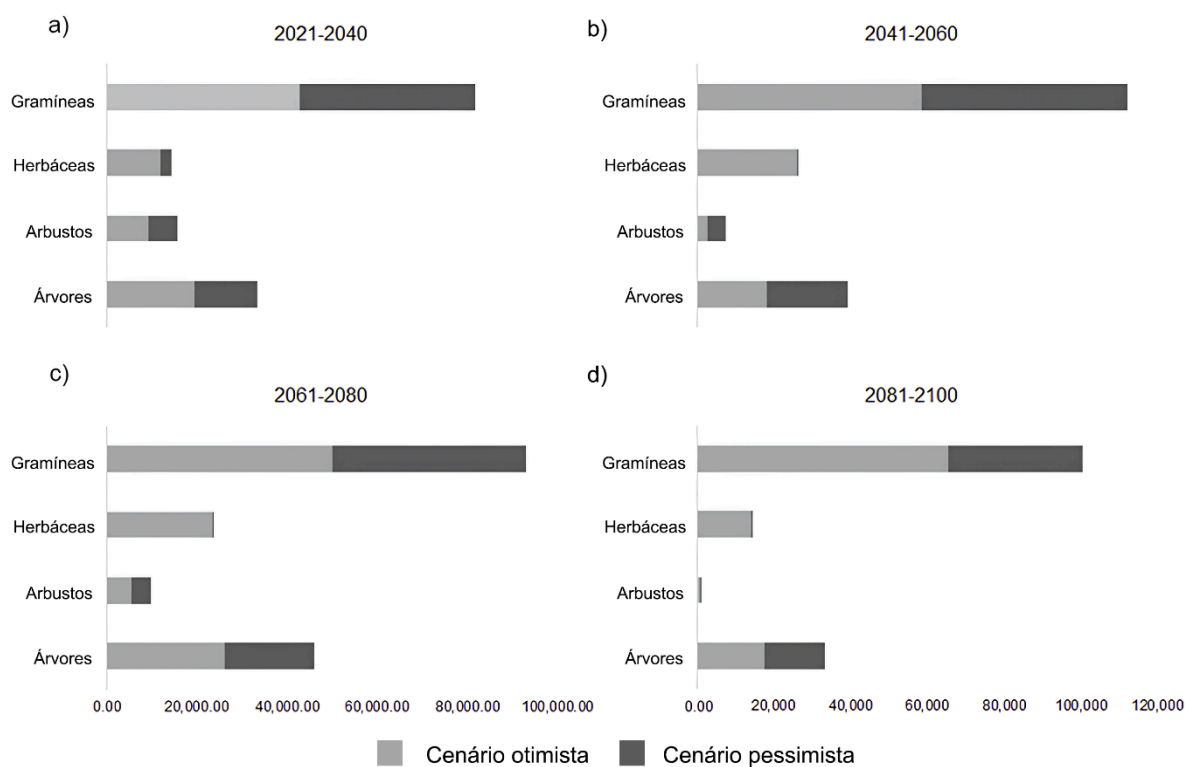


Fig 4 - Invasão potencial em áreas de alta adequabilidade por formas de vida de plantas em cenários de mudança climática ao longo dos anos. Nota: Eixo X = Áreas em km<sup>2</sup>.

### 3.3. Espécies com ampla área de invasão

Em áreas de alta adequabilidade de ambos os cenários, espécies como *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L Jacobs, *Cenchrus ciliaris* L., *Cenchrus echinatus* L., *Dodonaea viscosa* Jacq. e *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. destacam-se como invasores notáveis, especialmente no cenário otimista, com áreas ocupadas projetadas de 32,423.23 km<sup>2</sup>, 19,234.12 km<sup>2</sup>, 10,990.92 km<sup>2</sup>, 6,114.72 km<sup>2</sup> e 4,984.59 km<sup>2</sup>, respectivamente (Fig. 5).

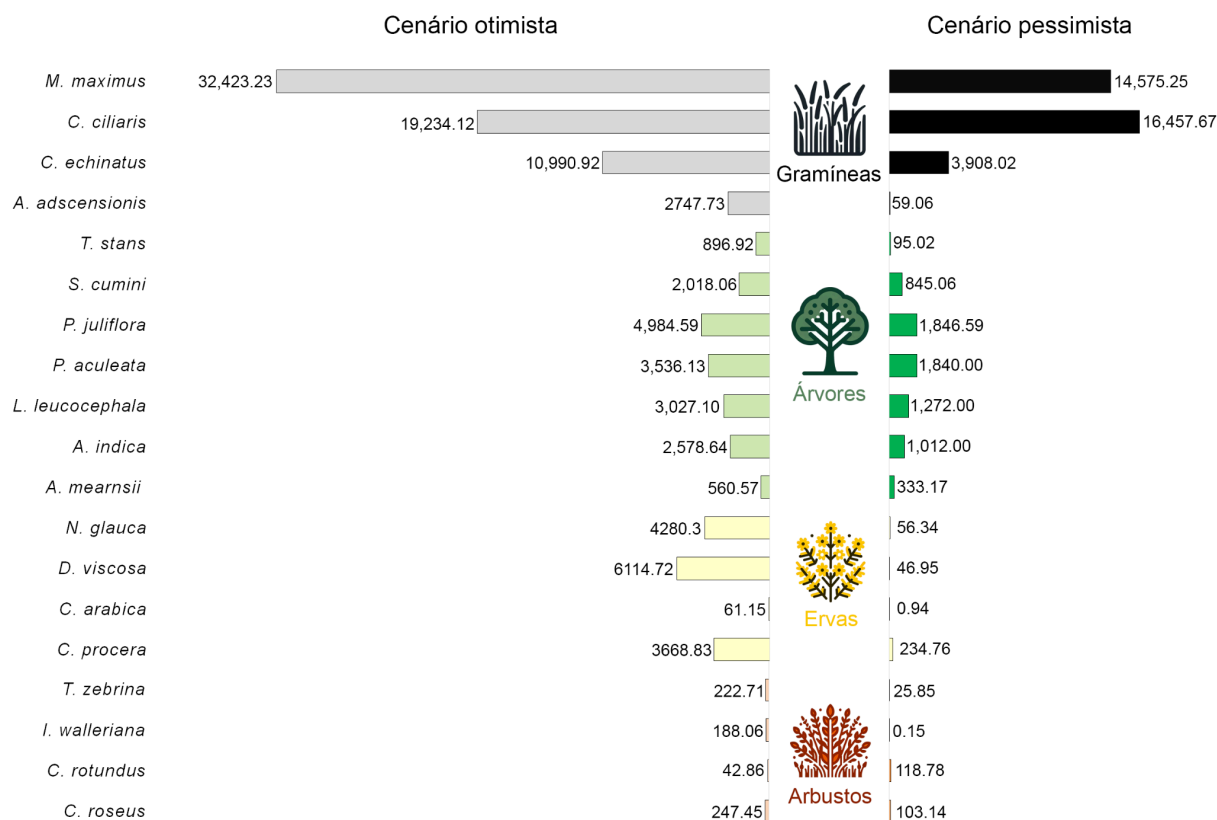


Fig 5 - Área total projetada de alta adequabilidade (km<sup>2</sup>) para invasão por 19 espécies de plantas invasoras modeladas até o final do século XXI.

### 3.4. Locais onde comunidades sem análogos podem surgir

Ao comparar os intervalos de tempo inicial e final dos MDEs gerados e focando exclusivamente nas áreas de alta adequabilidade (Tabela 3), projeta-se uma redução de 17.5% dos indivíduos invasores no cenário otimista até o final do século, independentemente da forma de vida (Fig. 6b). Após uma perda de 16.8% da área disponível para invasão no final do século no cenário pessimista, espera-se uma diminuição de 33.3% das espécies (Fig. 6d). Em relação à possibilidade de surgimento de comunidades sem análogos, uma região específica (6°21'0.18"S, 38°26'32.15"O) parece mais propensa ao surgimento dessas comunidades em

ambos os cenários durante o período de 2081-2100 (Fig. 6b-d). Os possíveis locais para o surgimento de comunidades sem análogos no período de 2081-2100 são representados por apenas 44 pontos georreferenciados no cenário otimista (Fig. 6b) e 28 pontos no cenário pessimista (Fig. 6d).

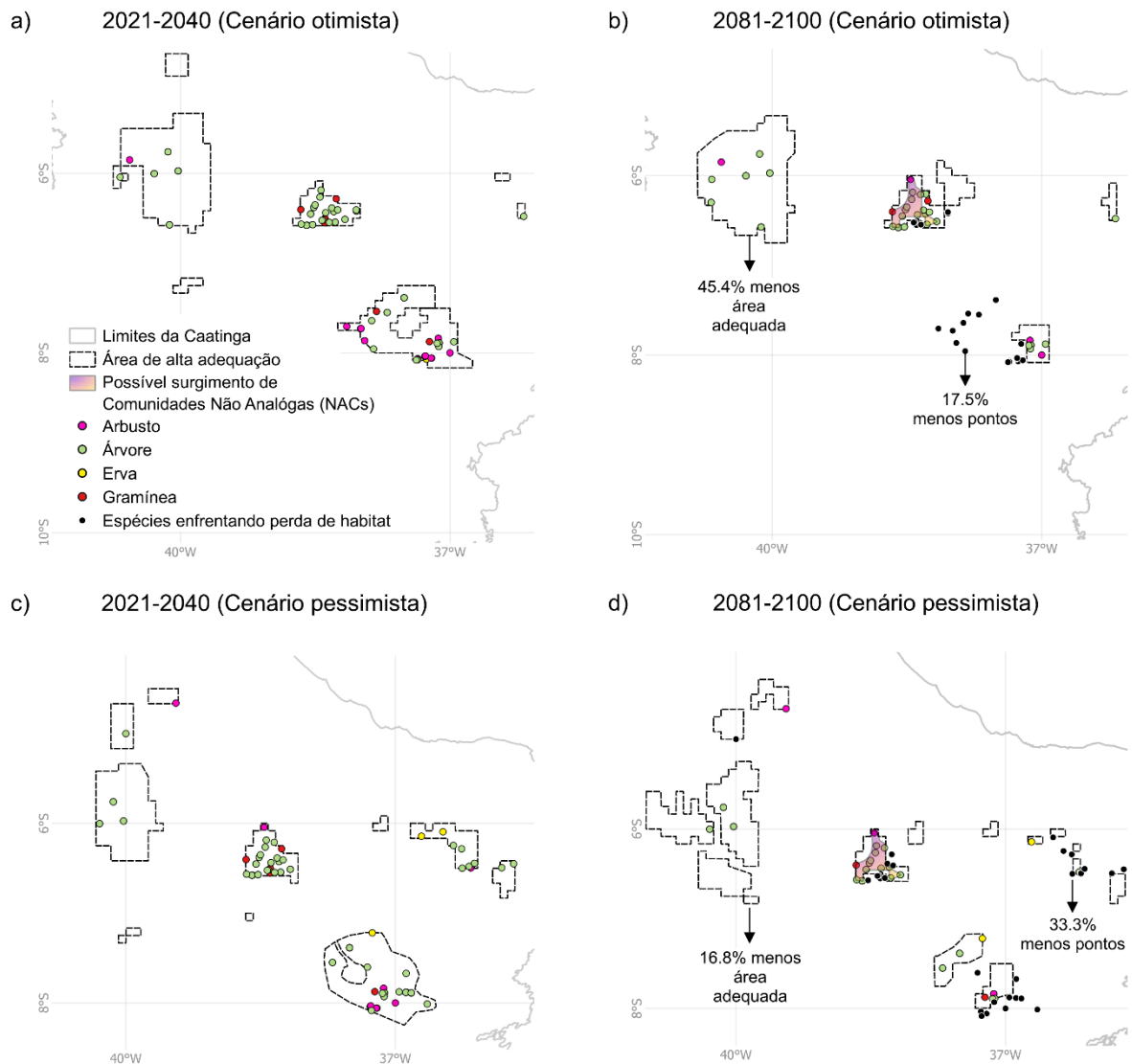


Fig 6 - Projeção conceitual de áreas adequadas onde comunidades sem análogos (NACs) podem surgir em cenários futuros.

#### 4. Discussão

Este estudo utilizou dados climáticos e georreferenciados de plantas invasoras para avaliar o impacto das mudanças climáticas em sua distribuição dentro da Caatinga, a maior FTSS do mundo. A modelagem da distribuição potencial dessas plantas ofereceu insights sobre possíveis mudanças nas comunidades de plantas invasoras. Inicialmente, esperava-se

que espécies não-nativas invasoras expandissem suas áreas adequadas devido às mudanças climáticas; no entanto, nossos resultados sugerem que seus ganhos podem ser limitados. A possível formação de comunidades sem análogos dentro da Caatinga, inferida a partir da densidade de ocorrências de espécies invasoras em determinadas áreas, permanece em grande parte teórica. Nossos achados, embora apontem tais possibilidades, devem ser interpretados com cautela devido à complexa resposta das espécies invasoras às mudanças climáticas, que variam entre diferentes tipos de plantas e regiões. Nas próximas décadas, gramíneas e árvores podem ter novas oportunidades de invasão em regiões que manterão um clima relativamente mais ameno, com temperaturas médias anuais variando de 24 a 27°C e maior precipitação anual (900 - 1000 mm) (INMET 2020). Essa mudança é mais pronunciada quando consideramos o período mais próximo do presente. Por outro lado, espera-se que herbáceas e arbustos encontrem menos áreas adequadas até o final do século XXI em comparação com os habitats atualmente disponíveis para eles.

A temperatura e a precipitação desempenham um papel fundamental na distribuição, reprodução e adaptação das plantas (Criddle et al. 1994; Ringelberg et al. 2023), e têm se mostrado crucial na definição da adequação dos habitats para plantas não-nativas invasoras. A diminuição da adequação observada neste estudo após 2040 é provavelmente devida ao aumento previsto da temperatura e à diminuição da precipitação na Caatinga ao longo das próximas décadas (Koch et al. 2021; Marengo et al. 2020). Pesquisas sobre a distribuição de plantas em climas semiáridos e temperados têm destacado a importância dessas variáveis. Assim como nossos resultados, esses estudos revelaram que cenários de aquecimento mais severos impactam negativamente as áreas potenciais para invasão (Andersen et al. 2015; Xu Yue et al. 2016).

As áreas mais adequadas para plantas invasoras estão localizadas principalmente ao norte e leste do ecossistema da Caatinga, o que se deve a vários fatores. Um desses fatores envolve a interação entre temperatura e precipitação. À medida que nos afastamos das regiões costeiras em direção ao interior, surge um padrão onde a temperatura média aumenta, enquanto a precipitação diminui (Santos et al. 2014). Como consequência, é plausível que o número de áreas adequadas para o desenvolvimento de certas espécies, mesmo que sejam altamente resilientes, possa diminuir (Santos et al. 2014). Em contraste, em regiões próximas à costa, quando o ar quente sobre a terra entra em contato com as águas oceânicas mais frias, ocorre o efeito marítimo, resultando na formação de nuvens e possivelmente precipitação, o que pode promover invasões de plantas nessas regiões (Dantas 2016; Santos et al. 2014).

Além do clima, grandes centros urbanos, como capitais, podem se tornar habitats favoráveis para plantas invasoras, muitas vezes devido ao manejo inadequado da paisagem

urbana (Gaertner et al. 2016). Espécies não-nativas são introduzidas por diversos motivos, especialmente para uso ornamental e para sombra, o que pode ser uma medida significativa para mitigar o desconforto térmico, especialmente diante dos aumentos de temperatura projetados (Marengo et al. 2020; Valmassoi 2019). Essa introdução, por sua vez, pode contribuir para a disseminação de propágulos em regiões além daquelas dos locais de introdução inicial, com diversos agentes facilitando sua disseminação, incluindo estradas, rodovias, veículos, movimentação humana e os diferentes padrões de vento influenciados pela arquitetura urbana (Štajerová et al. 2017; Travers et al. 2021; Kowarik e Von Der Lippe 2011).

Em relação às formas de vida, espera-se que as herbáceas e os arbustos invadam menos áreas até o final do século XXI em comparação com outras formas de vida. Notavelmente, os pontos de ocorrência georreferenciados para certas espécies dentro dessas categorias são encontrados em locais limitados por barreiras geográficas, como a Serra da Borborema (na Caatinga oriental) e o Rio São Francisco (na Caatinga meridional). Essas barreiras apresentam desafios para as interações vegetais e podem causar um declínio nas populações nativas (Alexander et al. 2022). No entanto, algumas espécies invasoras podem conseguir colonizar encostas e topos de montanhas, alcançando novos territórios por meio da dispersão pelo vento e por animais (He et al. 2023; Iseli et al. 2023; Richardson et al. 2000). Embora algumas espécies possam superar essas barreiras geográficas, entender como as mudanças climáticas podem alterar as faixas ideais de temperatura locais e os padrões de chuva na Caatinga e o subsequente impacto na dispersão de plantas é crucial (Moura et al. 2023). Esta compreensão é fundamental para pesquisas futuras.

As projeções para gramíneas e árvores invasoras sugerem que esses organismos podem invadir mais áreas até 2100, mesmo que o aumento em sua distribuição não seja substancial. Fatores como eficiência no uso da água, aclimatação, dispersão de propágulos, alta produção de sementes em uma única estação e uma ampla gama de agentes dispersores, exemplificados por espécies como *M. maximus* e *P. juliflora*, provavelmente contribuem para esse padrão de invasão projetado (Almeida et al. 2015; Ghirardo et al. 2022; Pertierra et al. 2023). Além disso, espécies invasoras de árvores com raízes profundas acessam a água subterrânea de forma mais eficaz, oferecendo-lhes uma vantagem em zonas áridas. Essa capacidade aumenta sua resistência à seca e adequação para climas em transição (Skiadaresis et al. 2021).

Embora o número de registros das espécies estudadas tenha aumentado nos últimos 12 anos (2011-2023), acompanhando o crescimento de 40% nas invasões desde 1980 relatado na literatura (Fabricante et al. 2021), essas espécies muitas vezes são limitadas pela disponibilidade de recursos. Mesmo assim, seus limiares de recursos frequentemente superam

os das espécies nativas (Funk 2013; Heberling e Fridley 2013; O’Loughlin et al. 2021). As mudanças climáticas podem reduzir o potencial de invasão, mas as espécies invasoras ainda podem impactar significativamente as espécies nativas e a Caatinga, potencialmente abrindo caminho para outros invasores e comunidades sem análogos (Charles e Dukes 2007; Lopes et al. 2023). Evidências históricas, como mudanças durante a transição do Pleistoceno/Holoceno, indicam o potencial para o surgimento de novas comunidades biológicas (Arakaki et al. 2011; Edwards et al. 2010; Prado 2000). Embora nem todas as espécies invasoras possam prosperar nessas condições, aquelas mais adequadas às mudanças ambientais podem dominar novas comunidades, especialmente se as espécies nativas da Caatinga enfrentarem dificuldades (Hobbs et al. 2006). Consequentemente, mesmo que muitas espécies invasoras possam enfrentar desafios, um subconjunto de espécies resistentes pode prosperar em ambientes com poucos competidores naturais, impactando a biodiversidade, a produtividade do ecossistema e a cadeia alimentar (Monteiro et al. 2023; Rai e Singh 2020).

Baseando-se nisso, gramíneas como *M. maximus* mostram como essas espécies podem perturbar estruturas tróficas. Seu crescimento rápido pode reduzir abrigo para animais nativos e aumentar os riscos de incêndios florestais, atribuídos em parte aos seus extensos sistemas radiculares (Boone et al. 1998). As perturbações das mudanças climáticas podem proporcionar oportunidades para tais espécies, especialmente se elas não dependerem de relações ecológicas específicas (Rhodes et al. 2021). Outro exemplo é *P. juliflora*, uma espécie que se estabeleceu efetivamente no ecossistema da Caatinga, principalmente por meio de seus métodos eficazes de dispersão de sementes envolvendo animais domésticos (David et al. 2017; Nascimento et al. 2020). Essa flexibilidade nas interações contrasta com as plantas especialistas nativas, que geralmente têm relações com um conjunto mais estreito de dispersores de sementes e polinizadores, tornando-as mais vulneráveis aos impactos negativos das mudanças climáticas (Cochard e Jackes 2005; Ehrlich 1986). Como tal, mesmo quando as mudanças climáticas influenciam habitats para espécies invasoras, elas podem manter uma vantagem sobre os concorrentes nativos especializados (Bellard et al. 2018).

O manejo eficaz da Caatinga requer uma abordagem estratégica e multifacetada. Ao identificar as regiões norte e leste como particularmente vulneráveis a espécies invasoras e à formação de comunidades sem análogos, destacamos a necessidade de esforços direcionados de manejo e conservação para espécies nativas. Reconhecer as comunidades sem análogos como indicadores críticos de mudanças ecológicas pode ajudar a priorizar áreas para intervenção e alocação de recursos. Estudos dedicados nessas áreas são cruciais para desenvolver estratégias de manejo sob medida para enfrentar os desafios impostos por essas

comunidades novas. Monitoramento rigoroso, aliado a medidas de prevenção e controle realizadas através de modelagem, georreferenciamento e sensoriamento remoto, é essencial para antecipar invasões de plantas potenciais (Tuanmu e Jetz 2015). Investir na restauração da Caatinga e priorizar a biodiversidade nativa no planejamento urbano (Messier et al. 2022) são cruciais para gerenciar espécies invasoras e criar habitats resilientes para a flora da Caatinga. Finalmente, a conscientização pública, por meio de campanhas envolvendo a comunidade, é essencial para um manejo eficaz (Dechoum et al. 2019). Esses esforços devem se concentrar em fomentar práticas de conservação, desencorajar o uso de espécies invasoras e destacar o valor insubstituível da Caatinga como um patrimônio natural único (Van Weelie e Wals 2002). Ao enfatizar o potencial de comunidades sem análogos para remodelar as paisagens ecológicas regionais, podemos melhor informar e aprimorar estratégias de conservação, garantindo uma resposta mais eficaz à natureza dinâmica e em evolução das invasões biológicas.

## **5. Conclusão**

A Caatinga, a maior FTSS do mundo, enfrenta desafios significativos devido às espécies de plantas invasoras, especialmente em meio às mudanças climáticas. Demonstramos que uma variedade de espécies potencialmente invasoras, especialmente gramíneas e árvores conhecidas por suas taxas de reprodução rápida e sistemas de raízes bem desenvolvidos, têm uma probabilidade maior de prosperar em um mundo mais quente e mais seco. Essas mudanças podem instigar mudanças nas estruturas tróficas locais e no funcionamento geral do ecossistema. Por outro lado, herbáceas e arbustos invasores são projetados para encontrar menos áreas adequadas até o final do século XXI. No entanto, devido ao tamanho vasto da Caatinga e à sua variabilidade geográfica, regiões específicas, especialmente as linhas costeiras do norte e leste, podem ser mais suscetíveis à invasão. No interior dessas zonas de alta adequabilidade, existem certos locais específicos onde comunidades sem análogos podem surgir. No entanto, no escopo mais amplo da Caatinga, o risco permanece relativamente baixo. Essa situação destaca a necessidade de pesquisa abrangente e multidisciplinar considerando fatores como características das espécies, traços genéticos, coexistência e comportamentos ecossistêmicos históricos e atuais.

É importante destacar que a expectativa de que poucas espécies invasoras prosperem no futuro alerta claramente para a potencial gravidade dos impactos das mudanças climáticas nas espécies nativas, as quais tendem a ser mais sensíveis do que as invasoras (Mounger et al. 2021). Medidas proativas, como investir em restauração florestal, aumentar a biodiversidade

de árvores e promover planejamento urbano que acomode a biodiversidade nativa, podem ajudar a controlar espécies invasoras e fortalecer a conservação e a sustentabilidade da Caatinga, um ecossistema distinto e delicado.

Medidas preventivas para evitar novas introduções também são altamente recomendadas. A Caatinga, como muitos ecossistemas globais, está em um ponto crucial, sua conservação e resiliência contra as mudanças climáticas e espécies invasoras dependem de estratégias de manejo eficazes.

## Referências

- Prado D E (2000) Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany*, 57, 437–461. <https://doi.org/10.1017/S096042860000041X>
- Iseli E et al (2023) Rapid upwards spread of non-native plants in mountains across continents. *Nature ecology & evolution*, v. 7, n. 3, p. 405-413. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01979-6>
- Abbas A et al (2022) Evaluation and projection of precipitation in Pakistan using the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 model simulations. *International Journal of Climatology*, 42(13), 6665-6684. <https://doi.org/10.1002/joc.7602>
- Alexander J M, Atwater D Z, Colautti R I, Hargreaves A L (2022) Effects of species interactions on the potential for evolution at species' range limits. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 377(1848), 20210020. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0020>
- Almeida W R, Lopes A V, Tabarelli M, Leal I R (2015). The alien flora of Brazilian Caatinga: deliberate introductions expand the contingent of potential invaders. *Biological invasions*, 17, 51-56. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0738-6>
- Alves J D S, Fabricante J R (2019) Exotic invasive flora evaluation on different environments and preservation conditions from an area belonging to Caatinga, Petrolina, PE. *Gaia Scientia* 13 (1): 40–52. <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2019v13n1.39803>
- Andersen K M, Naylor B J, Endress B A, Parks C G (2015) Contrasting distribution patterns of invasive and naturalized non-native species along environmental gradients in a semi-arid montane ecosystem. *Applied Vegetation Science*, 18(4), 683-693. <https://doi.org/10.1111/avsc.12185>
- Arakaki M et al Contemporaneous and recent radiations of the world's major succulent plant lineages. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 108, n. 20, p. 8379-8384, 2011. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100628108>
- Bagnouls F, Gaussen H (1953) Dry season and xerothermic index. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse*, 88, 193-239.
- Baldwin R A (2009) Use of maximum entropy modeling in wildlife research. *Entropy*, 11(4), 854-866. <https://doi.org/10.3390/e11040854>
- Barbosa E M, Bonilla O H, Lucena E M P, Andrade L M (2019) Estrutura de um fragmento de Caatinga infestado por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 12(05), 1952-1966. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.5.p1952-1966>

- Bradie J, Leunig B (2017) A quantitative synthesis of the importance of variables used in MaxEnt species distribution models. *J. Biogeogr.* 44, 1344–61. <https://doi.org/10.1111/jbi.12894>
- Bergamin R S, Gama M, Almerão M et al (2022) Predicting current and future distribution of *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) worldwide. *Biol Invasions* 24, 2229–2243 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02771-0>
- Bellard C, Jeschke J M, Leroy B, Mace G M (2018) Insights from modeling studies on how climate change affects invasive alien species geography. *Ecology and evolution*, 8(11), 5688-5700. <https://doi.org/10.1002/ece3.4098>
- Boone Kauffman J, Cummings D L, Ward D E (1998) Fire in the Brazilian Amazon 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. *Oecologia*, 113, 415-427. <https://doi.org/10.1007/s004420050394>
- Booth T H (2022) Checking bioclimatic variables that combine temperature and precipitation data before their use in species distribution models. *Austral Ecology*, 47(7), 1506-1514. <https://doi.org/10.1111/aec.13234>
- Brooks T M, Lamoreux J F, Soberón J (2014) Ipbes≠ ipcc. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(10), 543-545. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.08.004>
- Broennimann O, Guisan A (2008) Predicting current and future biological invasions: Both native and invaded ranges matter. *Biol Lett* 4:585–589. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0254>
- Chagas K P T, Fonseca Lucas F M, de Almeida Vieira F (2020) Predictive modeling of *Mimosa tenuiflora* (Willd) Poiret: How can climate change affect its potential distribution range?. *Floresta*, 50(2). <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v50i2.62980>
- Charles H, Dukes J S (2007) Impacts of invasive species on ecosystem services. *Biological invasions*, p. 217-237. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2\\_13](https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_13)
- Criddle R S, Hopkin M S, McArthur E D, Hansen L D (1994) Plant distribution and the temperature coefficient of metabolism. *Plant, Cell & Environment*, 17(3), 233-243. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1994.tb00289.x>
- Cochard R, Jackes B R (2005). Seed ecology of the invasive tropical tree *Parkinsonia aculeata*. *Plant Ecology*, 180, 13-31. <https://doi.org/10.1007/s11258-004-2780-4>
- Dai X et al (2022) MaxEnt model-based prediction of potential distributions of *Parnassiawightiana* (Celastraceae) in China. *Biodiversity Data Journal*, 10. <https://doi.org/10.3897/2FBDJ.10.e81073>
- Dantas E W C (2016) *Coastal Geography in Northeast Brazil: analyzing Maritimity in the Tropics*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-30999-6>
- Dantas E W C (2016) *Coastal Geography in Northeast Brazil: analyzing Maritimity in the Tropics*. Springer International Publishing.
- David P et al (2017) Impacts of invasive species on food webs: a review of empirical data. *Advances in ecological research*, 56, 1-60. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.10.001>
- De Kort H et al (2021) Life history, climate and biogeography interactively affect worldwide genetic diversity of plant and animal populations. *Nature communications*, 12(1), 516. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-20958-2>
- Dechoum M D S et al (2019) Citizen engagement in the management of non-native invasive pines: Does it make a difference?. *Biological Invasions*, 21(1), 175-188. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1814-0>

- Diagne C et al (2021) High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592(7855), 571-576. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>
- Edwards E J et al (2010) The origins of C4 grasslands: integrating evolutionary and ecosystem science. *science*, v. 328, n. 5978, p. 587-591. <https://doi.org/10.1126/science.1177216>
- Ehrlich P R (1986) Which animal will invade?. In *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii* (pp. 79-95). New York, NY: Springer New York.
- Essl F et al (2020) Drivers of future alien species impacts: An expert-based assessment. *Global Change Biology*, 26(9), 4880-4893. <https://doi.org/10.1111/gcb.15199>
- Fabricante J R et al (2021) Invasive alien plants in Sergipe, north-eastern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 16(1), 89-104. <https://doi.org/10.3897/neotropical.16.e56427>
- Fastovich D, Russell J M, Jackson S T, Williams J W (2020) Deglacial temperature controls on no-analog community establishment in the Great Lakes Region. *Quaternary Science Reviews*, 234, 106245. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106245>
- Feeley K J et al (2020) Climate-driven changes in the composition of New World plant communities. *Nature Climate Change*, 10(10), 965-970. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0873-2>
- Fernandes M F, Cardoso D, de Queiroz L P (2020) An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. *Journal of Arid environments*, 174, 104079. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104079>
- Fernandes M F, Queiroz L P D (2018) Vegetação e flora da Caatinga. *Ciência e cultura*, 70(4), 51-56. <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400014>
- Ferrer-Paris J R et al (2019) An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conservation letters*, 12(2), e12623. <https://doi.org/10.1111/conl.12623>
- Fontúrbel F E, Lara A, Lobos D, Little C (2018) The cascade impacts of climate change could threaten key ecological interactions. *Ecosphere*, 9(12), e02485. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2485>
- Funk J L (2013) The physiology of invasive plants in low-resource environments. *Conservation physiology*, 1(1), cot026. <https://doi.org/10.1093/conphys/cot026>
- Fusco E J et al (2019) Invasive grasses increase fire occurrence and frequency across US ecoregions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(47), 23594-23599. <https://doi.org/10.1073/pnas.1908253116>
- Gaertner M et al (2014) Invasive plants as drivers of regime shifts: identifying high-priority invaders that alter feedback relationships. *Diversity and Distributions*, 20(7), 733-744. <https://doi.org/10.1111/ddi.12182>
- Gaertner M et al (2016) Managing invasive species in cities: a framework from Cape Town, South Africa. *Landscape and Urban Planning*, 151, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.03.010>
- Ganglo J C (2023) Ecological niche model transferability of the white star apple (*Chrysophyllum albidum* G. Don) in the context of climate and global changes. *Scientific Reports*, 13(1), 2430. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-29048-3>
- Gentleman R, Ihaka R (1996) R: A Language for Data Analysis and Graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5: 299. <https://doi.org/10.2307/1390807>

- Gioria M, Hulme P E, Richardson D M, Pyšek P (2023) Why Are Invasive Plants Successful?. Annual Review of Plant Biology, 74, 635-670. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-070522-071021>
- Guo W Y et al (2018) The role of adaptive strategies in plant naturalization. Ecology letters, 21(9), 1380-1389. <https://doi.org/10.1111/ele.13104>
- Ghirardo A et al (2022) Adaptation of Trees to Climate Change: Mechanisms Behind Physiological and Ecological Resilience and Vulnerability. Frontiers in Forests and Global Change, 4, 831701. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.831701>
- Hansen G, Cramer W (2015) Global distribution of observed climate change impacts. Nature Climate Change, 5(3), 182-185. <https://doi.org/10.1038/nclimate2529>
- Hassan L M, Galal T M, Farahat E A, El-Midany M (2015) The biology of *Calotropis procera* (Aiton) WT. Trees, 29, 311-320. <https://doi.org/10.1007/s00468-015-1158-7>
- Hawkes J Taxonomy of Plants. Nature 217, 885–886 (1968). <https://doi.org/10.1038/217885c0>
- He X et al (2023) Global distribution and climatic controls of natural mountain treelines. Global Change Biology, 29, 7001–7011. <https://doi.org/10.1111/gcb.16885>
- Heberling J M, Fridley J D (2013) Resource-use strategies of native and invasive plants in Eastern North American forests. New Phytologist, 200(2), 523-533. <https://doi.org/10.1111/nph.12388>
- Hobbs R J et al (2006) Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. Global ecology and biogeography, 15(1), 1-7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>
- IBGE. Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.
- INMET - National Institute of Meteorology (2020) New Climatological Norms: What Has Changed in Brazil's Climate Over the Last 30 Years. Brasília - DF. Available at: <https://portal.inmet.gov.br/noticias/novas-normais-climatol%C3%B3gicas-o-que-mudou-no-clima-do-brasil-nos-%C3%BAltimos-30-anos>
- Jones B A, McDermott S M (2018) Health impacts of invasive species through an altered natural environment: assessing air pollution sinks as a causal pathway. Environmental and Resource Economics, 71, 23-43. <https://doi.org/10.1007/s10640-017-0135-6>
- Joshi M et al (2003) A comparison of climate response to different radiative forcings in three general circulation models: towards an improved metric of climate change. Climate Dynamics, 20, 843-854. <https://doi.org/10.1007/s00382-003-0305-9>
- Kärcher B (2018). Formation and radiative forcing of contrail cirrus. Nature communications, 9(1), 1824. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04068-0>
- Keyßer L T, Lenzen M (2021) 1.5 C degrowth scenarios suggest the need for new mitigation pathways. Nature communications, 12(1), 2676. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22884-9>
- Knoke T et al (2023) Trends in tropical forest loss and the social value of emission reductions. Nature Sustainability, 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41893-023-01175-9>
- Koch J et al (2021) Restoration of landscapes and habitats affected by established invasive species. Invasive species in forests and rangelands of the United States, 185. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-45367-1\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-030-45367-1_8)

- Kowarik I, Von der Lippe M (2011) Secondary wind dispersal enhances long-distance dispersal of an invasive species in urban road corridors. *NeoBiota*, 9, 49. <https://doi.org/10.3897/neobiota.9.1469>
- Leão T et al (2011) *Espécies Exóticas Invasoras*. Recife.
- Lin L et al (2023) Climate change impacts the distribution of *Quercus* section *Cyclobalanopsis* (Fagaceae), a keystone lineage in East Asian evergreen broadleaved forests. *Plant Diversity*. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2023.03.014>
- Lopes A et al (2023) Predicting the range expansion of invasive alien grasses under climate change in the Neotropics. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 21(2), 128-135. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.02.005>
- Luzi E et al (2022) Non-analogue communities in the Italian Peninsula during Late Pleistocene: The case of Grotta del Sambuco. *Quaternary International*, 632, 132-138. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2022.02.007>
- Maass M, Burgos (2011) Water dynamics at the ecosystem level in seasonally dry tropical forests. *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation*, 141-156. [https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7\\_9](https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7_9)
- Marengo J A et al (2020) Assessing drought in the drylands of northeast Brazil under regional warming exceeding 4 C. *Natural Hazards*, 103, 2589-2611. <https://doi.org/10.1007/s11069-020-04097-3>
- Marin P et al (2020) Biological invasion: The influence of the hidden side of the (epi) genome. *Functional Ecology*, 34(2), 385-400. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13317>
- Martins T G et al (2020) Potential planting areas for native tree species in minas gerais state, Brazil, based on environmental variables and wood demand. *Ecological Modelling*, 432, 109211. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109211>
- Meir P, Pennington R T (2011) Climatic change and seasonally dry tropical forests. *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation*, 279-299. [https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7\\_16](https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7_16)
- Merow C, Smith M J, Silander Jr J A (2013) A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058-1069. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>
- Mesacasa L, Macagnan L B, Fiaschi P, Dechoum M D S (2022) Effects of time since invasion and control actions on a coastal ecosystem invaded by non-native pine trees. *Ecological Solutions and Evidence*, 3(1), e12138. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12138>
- Messier C et al (2022) For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests!. *Conservation Letters*, 15(1), e12829. <https://doi.org/10.1111/conl.12829>
- Monteiro W P et al (2023) Potential Distribution of *Pilocarpus microphyllus* in the Amazonia/Cerrado Biomes under Near-Future Climate Change Scenarios. *Plants*, 12(11), 2106. <https://doi.org/10.3390/plants12112106>
- Morais L F D et al (2021) Spectral responses in rangelands and land cover change by livestock in regions of the Caatinga biome, Brazil. *Scientific Reports*, 11(1), 18261. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-97784-5>
- Mounger J et al (2021) Epigenetics and the success of invasive plants. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 376(1826), 20200117. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0117>

- Moura M R et al (2023) Herbaceous impacts of climate change on the woodiness and ecological generalism of dry forest plant assemblages. *Journal of Ecology*, v. 111, n. 8, p. 1762-1776. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14139>
- Nascimento C E S et al (2020) Seed germination and early seedling survival of the invasive species *Prosopis juliflora* (Fabaceae) depend on habitat and seed dispersal mode in the Caatinga dry forest. *PeerJ*, 8, e9607. <https://doi.org/10.7717/peerj.9607>
- Nolan C et al (2018) Past and future global transformation of terrestrial ecosystems under climate change. *Science*, 361(6405), 920-923. <https://doi.org/10.1126/science.aan5360>
- Oliveira E F et al (2018) Climatic suitability, isolation by distance and river resistance explain genetic variation in a Brazilian whiptail lizard. *Heredity*, 120(3), 251-265. <https://doi.org/10.1038/s41437-017-0017-2>
- O'Loughlin L S, Panetta F D, Gooden B (2021) Identifying thresholds in the impacts of an invasive groundcover on native vegetation. *Sci Rep* 11, 20512. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-98667-5>
- O'Neill B C et al (2016) The scenario model intercomparison project (ScenarioMIP) for CMIP6. *Geoscientific Model Development*, 9(9), 3461-3482. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016>
- Parding K M et al (2020) MCGeval—An interactive tool for evaluation and selection of climate model ensembles. *Climate Services*, 18, 100167. <https://doi.org/10.1016/j.cliser.2020.100167>
- Pebesma E, Bivand R (2023). *Spatial data science: With applications in R*. CRC Press.
- Pejchar L, Mooney H A (2009) Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in ecology & evolution*, 24(9), 497-504. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.016>
- Pérez G, Vila M, Gallardo B (2022) Potential impact of four invasive alien plants on the provision of ecosystem services in Europe under present and future climatic scenarios. *Ecosystem Services*, 56, 101459. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101459>
- Pertierra L R et al (2023) Contrasting patterns in phylogenetic and biogeographic factories of invasive grasses (Poaceae) across the globe. *npj Biodiversity*, 2(1), 11. <https://doi.org/10.1038/s44185-023-00016-4>
- Pinto A S et al (2020) Invasive plants in the Brazilian Caatinga: a scientometric analysis with prospects for conservation. *Neotropical Biology and Conservation*, 15(4), 503-520. <https://doi.org/10.3897/neotropical.15.e57403>
- Polechová J, Storch D (2008) Ecological niche. *Encyclopedia of ecology*, 2, 1088-1097.
- Pyšek P et al (2012) A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18(5), 1725-1737. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>
- Pyšek P, Richardson D M (2010) Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual review of environment and resources*, 35, 25-55. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>
- R Core TEAM (2016) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Rai P K, Singh J S (2020) Invasive alien plant species: Their impact on environment, ecosystem services and human health. *Ecological indicators*, 111, 106020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106020>

- Rejmánek M, Richardson D M (2013) Trees and shrubs as invasive alien species—2013 update of the global database. *Diversity and distributions*, 19(8), 1093-1094. <https://doi.org/10.1111/ddi.12075>
- Riahi K et al (2017) The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global environmental change*, 42, 153-168. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>
- Richardson D M et al (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions*, 6(2), 93-107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Ringelberg J et al (2023) Precipitation is the main axis of tropical plant phylogenetic turnover across space and time. *Science Advances*, 9(7), eade4954. <https://doi.org/10.1126/sciadv.ade4954>
- Rivas C A, Guerrero-Casado J, Navarro-Cerillo R M (2021) Deforestation and fragmentation trends of seasonal dry tropical forest in Ecuador: Impact on conservation. *Forest Ecosystems*, 8(1), 1-13. <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00329-5>
- Santos M G et al (2014) Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes?. *Theoretical and Experimental Plant Physiology*, 26, 83-99. <https://doi.org/10.1007/s40626-014-0008-0>
- Scharfy D, Funk A, Olde Venterink H, Güsewell S (2011) Invasive forbs differ functionally from native graminoids, but are similar to native forbs. *New Phytologist*, 189(3), 818-828. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03531.x>
- Schmidt A D, Castellani T, de Sá Dechoum M (2020) Biotic and abiotic changes in subtropical seasonal deciduous forest associated with invasion by *Hovenia dulcis* Thunb.(Rhamnaceae). *Biological Invasions*, 22, 293-306. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02089-4>
- Seddon A W et al (2016) Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. *Nature*, 531(7593), 229-232. <https://doi.org/10.1038/nature16986>
- Silva A M V, Nunes Souza J V, de Souza J R B, Vieira L M (2019) Modelling species distributions to predict areas at risk of invasion by the exotic aquatic New Zealand mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray 1843). *Freshwater Biology*, 64(8), 1504-1518. <https://doi.org/10.1111/fwb.13323>
- Silva J L S E et al (2019) Climate change will reduce suitable Caatinga dry forest habitat for endemic plants with disproportionate impacts on specialized reproductive strategies. *PloS one*, 14(5), e0217028. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217028>
- Skiadaresis G et al (2021) Groundwater extraction reduces tree vitality, growth and xylem hydraulic capacity in *Quercus robur* during and after drought events. *Scientific Reports*, 11(1), 5149. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84322-6>
- Štajerová K, Šmilauer P, Brůna J, Pyšek P (2017) Distribution of invasive plants in urban environment is strongly spatially structured. *Landscape Ecology*, 32, 681-692. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0480-9>
- Stanley R et al (2018) A climate-associated multispecies cryptic cline in the northwest Atlantic. *Science Advances*, 4(3), eaaq0929. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaq0929>
- Stone C M et al (2018) Would the control of invasive alien plants reduce malaria transmission? A review. *Parasites & vectors*, 11(1), 1-18. <https://doi.org/10.1186/s13071-018-2644-8>
- Sun J et al (2022) Ecological niche models for the assessment of site suitability of sea cucumbers and sea urchins in China. *Scientific Reports*, 12(1), 12795. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-17004-6>

- Travers E, Härdtle W, Matthies D (2021) Corridors as a tool for linking habitats—Shortcomings and perspectives for plant conservation. *Journal for Nature Conservation*, 60, 125974. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.125974>
- Tuanmu M N, Jetz W (2015) A global, remote sensing-based characterization of terrestrial habitat heterogeneity for biodiversity and ecosystem modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 24(11), 1329-1339. <https://doi.org/10.1111/geb.12365>
- Underwood E C, Klinger R C, Brooks M L (2019) Effects of invasive plants on fire regimes and postfire vegetation diversity in an arid ecosystem. *Ecology and evolution*, 9(22), 12421-12435. <https://doi.org/10.1002/ece3.5650>
- Valmassoi A et al (2019) Future impacts of the reforestation policy on the atmospheric parameters in Ireland: a sensitivity study including heat discomfort impacts on humans and livestock. *Personal and Ubiquitous Computing*, 23(5-6), 707-721. <https://doi.org/10.1007/s00779-018-1160-3>
- Van Weelie D, Wals A (2002) Making biodiversity meaningful through environmental education. *International Journal of science education*, 24(11), 1143-1156. <https://doi.org/10.1080/09500690210134839>
- Veloz S D et al (2012) No-analog climates and shifting realized niches during the late quaternary: implications for 21st-century predictions by species distribution models. *Global Change Biology*, 18(5), 1698-1713. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02635.x>
- Vieira R M S et al (2015) Identifying areas susceptible to desertification in the Brazilian northeast. *Solid Earth*, v. 6, n. 1, p. 347-360. <https://doi.org/10.5194/se-6-347-2015>
- Vilà M et al (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology letters*, 14(7), 702-708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>
- Williams J W, Jackson S T (2007) Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(9), 475-482. <https://doi.org/10.1890/070037>
- Xu H et al (2022) A global meta-analysis of the impacts of exotic plant species invasion on plant diversity and soil properties. *Science of the Total Environment*, 810, 152286. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152286>
- Xu Yue et al (2016) Spatial patterns and determinants of species richness of alien and native plants in the Nujiang River valley. *Biodiversity Science*, v. 24, n. 4, p. 389, 2016. <https://doi.org/10.17520/biods.2015243>
- Zappi D C et al (2015) Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, 66, 1085-1113. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566411>
- Braconnot P et al (2012) Evaluation of climate models using palaeoclimatic data. *Nature Climate Change*, v. 2, n. 6, p. 417-424, 2012. <https://doi.org/10.1038/nclimate1456>
- Kirtman B S B et al (2013) Near-term climate change: Projections and predictability. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. IPCC Working Group I Contribution to AR5.*, p. 953-1028, 2013.
- Prado D E (2000) Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany*, 57, 437-461, 2000. <https://doi.org/10.1017/S096042860000041X>
- Rhodes A C et al (2021) The dilemma of Guinea grass (*Megathyrsus maximus*): a valued pasture grass and a highly invasive species. *Biological Invasions*, v. 23, p. 3653-3669, 2021. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10530-021-02607-3>

## **DECLARAÇÕES E AFIRMATIVAS**

### **Agradecimentos**

Este estudo foi financiado em parte pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. PFML agradece ao CNPq por uma bolsa de produtividade (302365/2022-2) e ao Ministério da Pesquisa, Inovação e Digitalização da Romênia (# 760054 - JUST4MPA, PNRR-III-C9-2022 - I8).

### **Financiamento**

Os autores declaram que não receberam financiamento para o desenvolvimento deste manuscrito.

### **Interesses Concorrentes**

Os autores declaram não possuir interesses concorrentes.

### **Contribuições dos Autores**

CLCS realizou a modelagem e as análises estatísticas. Todos os autores contribuíram para a concepção e design do estudo, participaram da escrita e/ou avaliaram criticamente o manuscrito

## CAPÍTULO 2

### Guia Prático para Desenvolvimento de Aplicações Shiny de Visualização de Imagens

#### RESUMO:

A visualização de figuras produzidas, por exemplo, na modelagem de distribuição de espécies (MDEs), pode ser mais satisfatória se vista em uma aplicação interativa. Contudo, manuais extensos e alta quantidade de informações disponibilizadas na internet podem dificultar a criação guiada desses aplicativos para pessoas inexperientes em programação. Além disso, a variedade de serviços de hospedagem pode demandar horas até que se encontre o mais adequado para a publicação. Com o intuito de auxiliar a comunidade de criadores, desenvolvemos uma aplicação R/Shiny denominada shinyView, projetada para uma visualização simples e interativa de imagens, e disponibilizamos seu código para a comunidade interessada. Também identificamos o serviço de hospedagem mais utilizado nos últimos nove anos. Para a criação, utilizamos MDEs que representam plantas não-nativas invasoras encontradas na floresta tropical sazonal seca do Brasil, conhecida como Caatinga. Estes modelos foram construídos, previamente, para dois cenários distintos de mudanças climáticas e consideram quatro intervalos de tempo diferentes. O script final possui 1648 linhas de código organizadas em três títulos e 22 seções, podendo ser acessado no repositório <https://github.com/Illeanddro/shinyView-An-App-for-Image-Visualization.git>. O serviço 'shinyapps.io' (<https://www.shinyapps.io/>) foi o mais utilizado e é nele onde a aplicação pode ser acessada: [https://Ille.shinyapps.io/SDM\\_App\\_2024/](https://Ille.shinyapps.io/SDM_App_2024/). Esta aplicação é um guia para criar um shiny básico de visualização de imagem, com detalhes sobre implementação e escolha de serviços de hospedagem confiáveis.

Palavras-chave: Aplicação R/Shiny, Guia, Programação R, Visualização Interativa.

### Practical Guide for Developing Shiny Applications for Image Visualization

#### ABSTRACT:

The visualization of figures produced, for example, in species distribution modeling (SDMs), can be more satisfactory when viewed in an interactive application. However, extensive manuals and a high amount of information available on the internet can make it difficult to guide the creation of these applications for those inexperienced in programming. Additionally, the variety of hosting services can take hours to find the most suitable one for publication. In order to assist the creator community, we have developed an R/Shiny application called shinyView, designed for simple and interactive image visualization, and we have made its code available to the interested community. We also identified the most used hosting service in the last nine years. For the creation, we used SDMs representing non-native invasive plants found in the seasonal dry tropical forest of Brazil, known as the Caatinga. These models were previously built for two distinct climate change scenarios and consider four different time intervals. The final script consists of 1648 lines of code organized into three titles and 22 sections, and it can be accessed in the repository <https://github.com/Illeanddro/shinyView-An-App-for-Image-Visualization.git>. The 'shinyapps.io' service (<https://www.shinyapps.io/>) was the most used, and it is where the application can be accessed: [https://Ille.shinyapps.io/SDM\\_App\\_2024/](https://Ille.shinyapps.io/SDM_App_2024/). This application is a guide to creating a basic shiny image visualization, with details on implementation and choosing reliable hosting services.

Keywords: R/Shiny Application, Guide, R Programming, Interactive Visualization.

## 1. Introdução

O Shiny é uma ferramenta de desenvolvimento de aplicações web, projetado para permitir que pesquisadores criem interfaces de usuário interativas diretamente a partir de códigos em R (WICKHAM, 2021). A ferramenta utiliza bibliotecas, que são coleções de funções pré-definidas. Essas funções, que são componentes essenciais dentro das bibliotecas, executam tarefas específicas como gerar elementos de interface do usuário (R CORE TEAM, 2016). Desde sua introdução pela equipe do RStudio em 2012, o Shiny tem sido amplamente adotado na comunidade de ciência de dados e pesquisa, graças à sua menor complexidade de uso e versatilidade (WICKHAM, 2021).

O ambiente de desenvolvimento Shiny tem emergido como uma ferramenta versátil e poderosa em uma ampla gama de disciplinas científicas. Na bioinformática, por exemplo, o Shiny facilita a interação com algoritmos de análise genômica e a interpretação de resultados (GUERRERO-EGIDO, PINTADO, BRETSCHER et al., 2023). Na medicina e epidemiologia, o Shiny desempenha um papel crucial na criação de ferramentas de visualização de dados de saúde pública, possibilitando a tomada de decisões informadas e a comunicação eficaz de informações epidemiológicas complexas para profissionais de saúde e o público em geral (FERRARI, SANTUS, CIRILLO et al., 2021; THOMAS, 2023). Da mesma forma, em ecologia, o Shiny tem sido fundamental na visualização e análise de dados ambientais complexos, permitindo aos pesquisadores explorar padrões espaciais e temporais em conjuntos de dados de biodiversidade e mudanças climáticas (DYDERSKI et al., 2018).

Uma aplicação Shiny bem-sucedida depende da organização eficaz do código. Quando a estruturação não é feita adequadamente, especialmente em casos com uma grande quantidade de linhas, diversos desafios podem surgir. A ausência de uma estrutura clara pode tornar a correção de erros e bugs mais complicada e demorada (WSZOLA et al., 2017), além de dificultar a colaboração entre membros da equipe de desenvolvimento, a reutilização do código em outros projetos e a atualização da aplicação no serviço de hospedagem que a disponibiliza para o público (WICKHAM, 2021).

Para otimizar o processo de hospedagem, plataformas online oferecem uma infraestrutura de computação na nuvem que permite aos desenvolvedores hospedar, implantar e gerenciar seus aplicativos sem se preocupar com a complexidade da infraestrutura subjacente (SCHADT, LINDERMAN, SORENSON et al., 2010). Essas plataformas simplificam o ambiente de desenvolvimento e execução, permitindo que os desenvolvedores se concentrem na criação de seus aplicativos sem lidar diretamente com questões relacionadas a servidores e configurações de rede (SCHADT, LINDERMAN, SORENSON et al., 2010).

No entanto, a escolha da plataforma de hospedagem pode variar dependendo do objetivo do desenvolvedor, com opções que oferecem serviços simples, mas com limitações, e opções mais avançadas, flexíveis e customizáveis, embora com custos associados (WICKHAM, 2021). Existem também opções de hospedagem autônomas, que permitem mais controle sobre o ambiente de implantação, mas requerem mais conhecimento técnico para configurar e manter.

Diante disso, consciente da importância de fornecer à comunidade acadêmica trabalhos que sirvam como base para o desenvolvimento de projetos variados, este estudo tem como objetivo fornecer o código completo para a criação de uma aplicação Shiny voltada para a visualização de figuras e apontar a plataforma de hospedagem mais utilizada pela comunidade acadêmica para a publicação de aplicativos Shiny, esperando que seu conteúdo atue como um guia, economizando tempo para aqueles que pretendem desenvolver aplicativos similares.

## **2. Metodologia**

Para a criação da aplicação Shiny, conduzimos previamente a modelagem de distribuição de espécies de plantas não-nativas invasoras na área da floresta tropical sazonal seca (FTSS), conhecida como Caatinga, uma região de 833,000 km<sup>2</sup> que abrange nove estados da região Nordeste e se estende até a porção norte do estado de Minas Gerais, Brasil (FERNANDES et al., 2020; IBGE, 2019a). Utilizamos o algoritmo de modelagem MaxEnt (MEROW et al., 2013). Essa etapa inicial foi fundamental para fornecer as figuras didáticas necessárias para compor o material de visualização da aplicação Shiny.

Usou-se a linguagem de programação R em conjunto com o ambiente de desenvolvimento integrado (IDE) RStudio Desktop (R CORE TEAM R, 2016). A instalação do pacote Shiny foi realizada por meio da execução do comando `install.packages("shiny")`. A aplicação foi desenvolvida usando apenas o R e com a incrementação de tecnologias web complementares de personalização, sendo elas: JavaScript, CSS e HTML (R CORE TEAM R, 2016; WICKHAM, 2021).

A primeira etapa para o desenvolvimento da aplicação foi o planejamento (Figura 1), que consistiu no desenho de um croqui. A segunda, de produção, consistiu na escrita do código, implementando bibliotecas e funções. Dada a natureza iterativa do processo de desenvolvimento (WICKHAM, 2021), esta etapa envolveu várias correções e ajustes. Já a fase de testes foi crucial para validar a funcionalidade e a usabilidade do aplicativo Shiny. A testagem das funcionalidades da aplicação foi realizada em dispositivos como tablets,

celulares e computadores, garantindo assim que o aplicativo funcionasse corretamente em diferentes plataformas e tamanhos de tela (Figura 1).

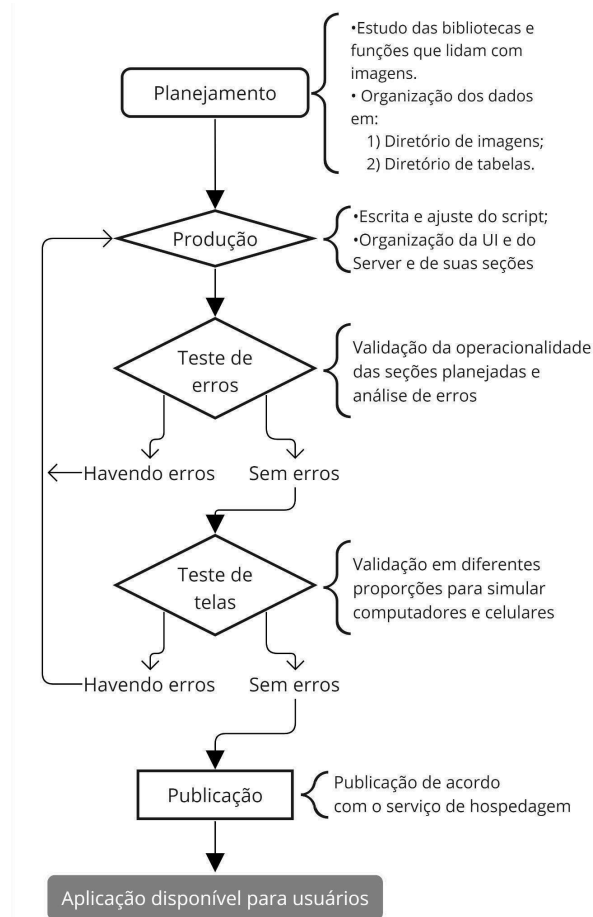


Figura 1 - Processo de criação da aplicação shinyView.

A arquitetura da aplicação foi configurada em duas partes principais: a Interface do Usuário (UI) e a Função do Servidor (Server). Como a UI é responsável pela disposição e aparência dos elementos interativos (WICKHAM, 2021), as principais configurações feitas nela foram referentes à cor da página principal, a cor dos botões, o tipo de botão, os botões 'voltar', 'fechar' e 'traduzir', os botões referentes aos cenários de mudança climática, às quatro formas de vida, espécies, bem como a barra de rolagem e as funções para redimensionar as janelas em diferentes dispositivos. Em paralelo, a ação de cada um desses botões foi configurada no Server, criando uma ligação de entrada (input) e saída (output). Alguns textos informativos apresentados aos usuários foram configurados dentro da UI e também no Server.

## 2.1. Organização dos dados

Para exibição de imagens de qualidade destinadas a download, recomenda-se, no mínimo, 320 dpi (SMITH, 2020). Contudo, neste estudo, as imagens das espécies foram salvas em uma resolução de 70 dpi. Essa resolução foi escolhida devido à sua capacidade de proporcionar uma visualização de qualidade na internet, ao mesmo tempo em que mantém um tamanho de arquivo leve para facilitar o carregamento das imagens (SMITH, 2020). Além disso, uma planilha no formato Comma-separated values (CSV) foi criada e organizada em quatro colunas distintas: Espécie, Forma de vida, longitude e latitude. Adicionalmente, um arquivo no formato *shapefile* da Caatinga foi separado para servir como demarcação dos limites desse ecossistema em futuras formatações da aplicação (KURT MENKE, 2016).

A estruturação da aplicação foi configurada em diretórios para conteúdo estático e conteúdo dinâmico. Arquivos estáticos, como as imagens resultantes da modelagem de distribuição de espécies, foram colocados em uma pasta chamada 'www'. Essa nomeação é obrigatória porque o Shiny foi projetado para servir arquivos estáticos a partir deste diretório, o que facilita o acesso direto e otimiza o carregamento de imagens (WICKHAM, 2021). Para dados dinâmicos, como a planilha e o arquivo *shapefile*, o diretório 'data' foi utilizado. Esta separação assegura que os dados dinâmicos possam ser gerenciados e atualizados conforme necessário, sem afetar o conteúdo estático (WICKHAM, 2021; ZHAO, ZELIN, 2021). A organização dos diretórios 'data' e 'www' também permite backup em um serviço de armazenamento em nuvem sem que ocorra interrupções da aplicação após publicada (FAY et al., 2021; WICKHAM, 2021).

## 2.2. Bibliotecas usadas

Para definir os requisitos funcionais da aplicação, utilizamos as bibliotecas '*shiny*' e '*shinyjs*'. A '*shinyjs*' foi empregada em JavaScript para implementar personalizações visuais. Já a biblioteca '*shinyWidgets*' forneceu os widgets interativos para melhorar a experiência do usuário. A '*leaflet*' foi usada pois permite viabilizar a exibição de mapas. '*sf*' é crucial para manipular dados geoespaciais. '*dplyr*' facilita a manipulação eficiente de dados, como pontos de ocorrência georreferenciados referentes às espécies. E por fim, a biblioteca '*shinyMobile*' foi utilizada para otimizar o aplicativo em dispositivos móveis, garantindo que o conteúdo redimensione de acordo com o dispositivo em que está sendo exibido (JIA et al., 2022; WICKHAM, 2021).

### 2.3. Definição do visual da tela inicial

Para definir a tela inicial e criar uma experiência amigável para os usuários, a função `'fluidPage()'` foi usada para criar uma página adaptável, capaz de se ajustar ao tamanho da tela em que o usuário abre a aplicação. Para criar os botões principais, utilizou-se a função `'actionButton()'`, que permite a criação de botões com texto personalizado, facilitando a navegação e interação do usuário com o aplicativo. Para personalizar ainda mais a interface do usuário, foram utilizadas as funções `'tags$script()'` e `'tags$head()'`, que possibilitam a incorporação de código JavaScript e CSS personalizado, oferecendo controle sobre o design e o comportamento do aplicativo (FAY et al., 2021; WICKHAM, 2021).

### 2.4. Principais funções de ação usadas

Os cinco botões principais da aplicação compartilham a mesma lógica de criação de janelas modais ocultas usando a função `'shinyjs::hidden()'`. Essas janelas modais são elementos visuais que aparecem na interface do usuário da aplicação Shiny em resposta à escolha do conteúdo que o usuário deseja visualizar (WICKHAM, 2021). Outra função em comum é a `'actionButton()'`, utilizada para criar botões estruturais dentro das janelas modais. Os botões criados com esta função permitem ao usuário voltar à página principal, fechar janelas ou exibir mais informações sobre o conteúdo apresentado. Por fim, a função `'pickerInput()'` foi usada para criar menus de seleção interativos dentro das janelas modais, como escolher entre diferentes opções de cenários de mudanças climáticas, formas de vida e espécies, além de criar barras de rolagem horizontais que permitem ao usuário controlar um intervalo de tempo no qual deseja visualizar as figuras da modelagem (FAY et al., 2021; WICKHAM, 2021).

### 2.5. Publicação

Realizou-se um levantamento bibliográfico automatizado para investigar as opções de hospedagem mais utilizadas para aplicativos Shiny no período de 2014 até dezembro de 2023. A metodologia adotada consiste em buscar artigos relevantes (sem distinção de área) em bases de dados acadêmicas, utilizando a biblioteca Python `'scholarly'`, com um limite de 100 artigos por serviço de hospedagem. A biblioteca Python `'scholarly'`, que oferece acesso ao Google Scholar, é uma abordagem simples e eficiente que permite a rápida coleta de dados acadêmicos (CHOLEWIAK et al., 2023).

### 3. Resultados

O serviço de hospedagem com maior número de publicações foi o shinyapps.io (<https://www.shinyapps.io/>) (Figura 2).

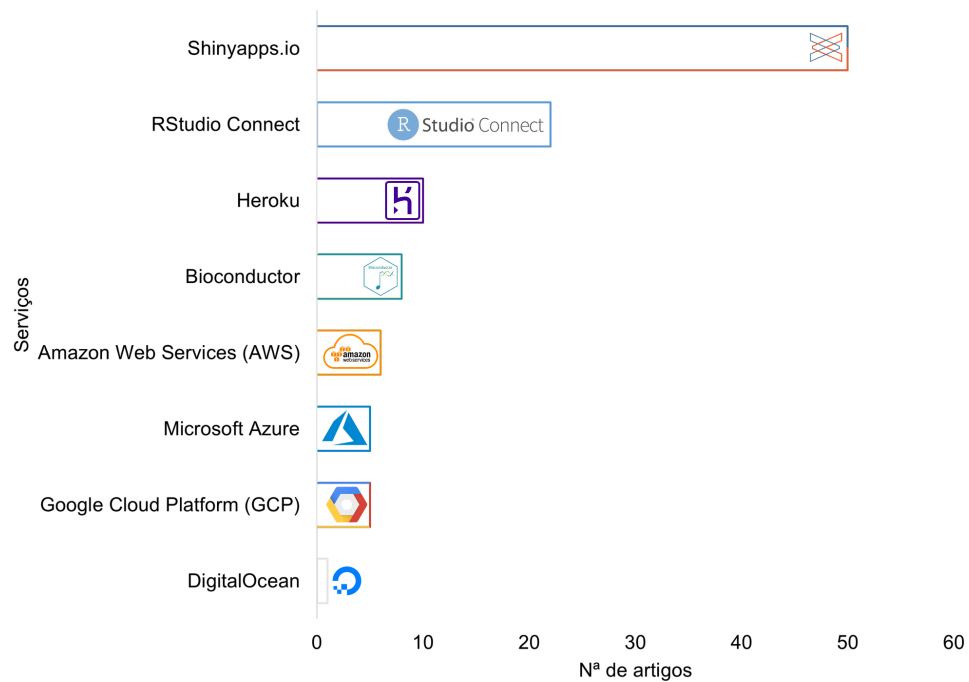


Figura 2 - Distribuição das plataformas de hospedagem para aplicativos Shiny em artigos acadêmicos.

A aplicação shinyView foi criada com êxito e pode ser acessada através do link: [https://l1le.shinyapps.io/SDM\\_App\\_2024/](https://l1le.shinyapps.io/SDM_App_2024/). Ela possui cinco botões principais: Informações, Área de Estudo, Modelagem por Forma de Vida, Modelagem por Espécie e Mapas de Sobreposição (Figura 3).



Figura 3 - Aplicação shinyView delineada para dispositivos móveis (à esquerda) e computadores pessoais (à

direita).

Ao pressionar em ‘Área de estudo’, é possível visualizar os pontos de ocorrência georreferenciados para as formas de vida dentro da Caatinga (Figura 4b). Em ‘Modelagem por Forma de Vida’, os usuários encontrarão figuras que refletem mapas para as herbáceas, arbustos, gramíneas e árvores (Figura 4c). Dentro da janela do botão ‘Modelagem por Espécie’, os usuários podem visualizar figuras específicas da modelagem para cada espécie (Figura 4d). Por fim, as figuras do botão ‘Mapas de Sobreposição’ estarão disponíveis para mostrar como as diferentes espécies se sobrepõem na Caatinga (Figura 4e). Todos os dados estão disponíveis para visualização em dois cenários: otimista e pessimista de mudança climática, e em quatro intervalos de tempo (nos quais o usuário pode alternar): 2021-2040, 2041-2060, 2061-2080 e 2081-2100.

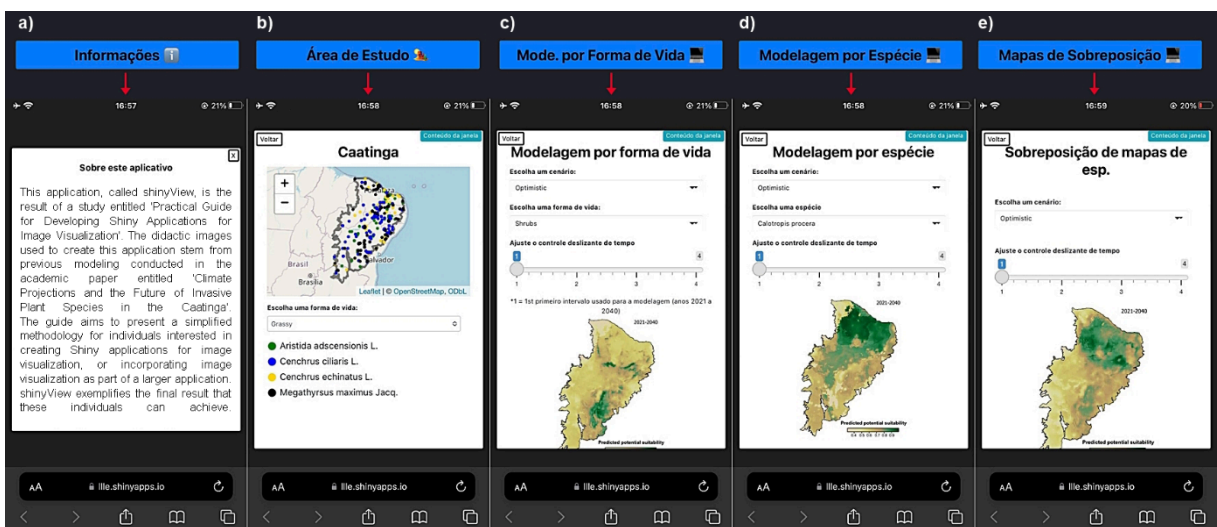


Figura 4 - Conteúdo de cada botão principal em dispositivos móveis. Para melhor visualização: [https://ille.shinyapps.io/SDM\\_App\\_2024/](https://ille.shinyapps.io/SDM_App_2024/)

O script da aplicação possui um total de 1648 linhas (Anexo 1), organizadas em três títulos e 22 seções (Tabela 1).

Tabela 1 – Script simplificado da aplicação shinyView.

---

<b>Título 1: Carregamento de dados e definições iniciais</b>
<i>#----Carregar os dados do CSV na pasta 'data/species_coordinates':</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Carregar os limites da Caatinga a partir do shapefile na pasta 'data/caatinga_limites'</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----JavaScript para redimensionar o mapa presente na janela da botão Área de estudo</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Definir cores personalizadas para as espécies da janela Modelagem por espécie</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Ação de traduzir os cabeçalhos e botões da tela inicial</i> [Conteúdo no Anexo 1]

---

<b>Título 2: Interface do usuário (UI)</b>
<i>#----Cascading Style Sheets (CSS's) de personalização da aplicação</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Definição da tela inicial</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Janela do botão 'Informações'</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Conteúdo da janela do botão 'Área de estudo'</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Conteúdo da janela do botão 'Modelagem por forma de vida'</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Conteúdo da janela do botão 'Modelagem por espécies'</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Conteúdo da janela do botão 'Mapas de sobreposição'</i> [Conteúdo no Anexo 1]

---

<b>Título 3: Servidor (Server)</b>
<i>#----Definir um diretório local para o URL de recursos do Shiny</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Troca de idioma</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Configurações para exibir a janela quando a seção 'Área de estudo' for clicada</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Configurações para exibir a janela quando a seção 'Modelagem por forma de vida' for clicada</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Configurações para exibir a janela quando a seção 'Modelagem por espécies' for clicada</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Configurações para exibir a janela quando a seção 'Mapas de sobreposição' for clicada</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Configurações do mapa e das ocorrências geo. dentro da janela do botão 'Área de estudo'</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Renderizar a imagem com base no cenário, na FORMA DE VIDA e na posição do slider</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Renderizar a imagem com base no cenário, na ESPÉCIE e na posição do slider</i> [Conteúdo no Anexo 1]
<i>#----Renderizar a imagem com base no cenário e na posição do slider</i> [Conteúdo no Anexo 1]

---

#### 4. Conclusão

O shinyView é uma aplicação simples e leve projetada para visualizar figuras. Ele apresenta uma interface gráfica intuitiva e flexível, ideal para criadores que estão começando ou têm pouca experiência em programação. O shinyView está disponível online em [https://l1le.shinyapps.io/SDM\\_App\\_2024/](https://l1le.shinyapps.io/SDM_App_2024/) através do serviço Shinyapps.io, o que facilita sua publicação e acesso sem a necessidade de instalação. Criadores podem acessar ao código-fonte completo do shinyView e podem visualizar a estrutura do material didático no GitHub em: <https://github.com/l1leanddro/shinyView-An-App-for-Image-Visualization.git> . Esperamos que o código desenvolvido neste estudo possa servir como base para outros desenvolvedores que buscam criar aplicativos similares. Compartilhar conhecimento e experiência é fundamental para o avanço da comunidade de desenvolvimento de aplicativos, especialmente para aqueles que estão dando seus primeiros passos nesse campo.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A interligação entre os capítulos desta dissertação proporciona uma visão da conservação da Caatinga. No Capítulo 1, exploramos a relação entre as espécies invasoras e o ambiente em cenários climáticos futuros, identificando padrões de distribuição e probabilidades de invasão para múltiplas espécies e formas de vida, considerando também a sobreposição entre elas e a possibilidade de formação de novas comunidades. Esses insights são complementados pelo Capítulo 2, que apresenta o desenvolvimento do aplicativo shinyView como uma ferramenta prática para visualizar os resultados e fornecer um guia para a criação de novos aplicativos. Essa abordagem híbrida transcende os limites da pesquisa acadêmica tradicional, unindo a compreensão teórica com a aplicação prática.

A complexidade dos ecossistemas e dos desafios ambientais ressaltados neste estudo demanda uma abordagem contínua e adaptativa. O conhecimento científico e as ferramentas tecnológicas são essenciais, mas são apenas parte da equação. A coordenação de esforços e o compromisso coletivo são igualmente cruciais para garantir a conservação efetiva da Caatinga e de outros ecossistemas globais. Somente através da integração de diferentes disciplinas e esforços sustentados podemos assegurar um futuro mais saudável para os ecossistemas e para as gerações presentes e futuras. Assim, este trabalho não apenas oferece insights sobre a conservação da Caatinga, mas também serve como um catalisador para futuras pesquisas e ações. Ao destacar a importância da colaboração e da abordagem interdisciplinar, esperamos inspirar outros a se juntarem a nós nessa jornada essencial rumo à sustentabilidade e à preservação dos nossos ambientes naturais.

## Referências

- CHOLEWIAK et al. scholarly (1.5.0). Zenodo, 2023. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7542349>
- DYDERSKI, M.K. et al. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? **Global Change Biology**, v. 24, n. 3, p. 1150–1163, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.13925>
- FAY, C. et al. **Engineering Production-Grade Shiny Apps**. CRC Press, 2021
- FERRARI, A.; SANTUS, E.; CIRILLO, D. et al. Simulating SARS-CoV-2 epidemics by region-specific variables and modeling contact tracing app containment. **npj Digit. Med.** 4, 9, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41746-020-00374-4>
- GUERRERO-EGIDO, G.; PINTADO, A.; BRETSCHER, K.M. et al. bacLIFE: a user-friendly computational workflow for genome analysis and prediction of lifestyle-associated genes in bacteria. **Nat Commun** 15, 2072, 2024. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-46302-y>
- KURT MENKE, G.I.S.P. et al. **Mastering QGIS**. Packt Publishing Ltd, 2016.
- MEROW C. et al. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058-1069, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>
- SHINYAPPS.IO TEAM. **Shinyapps.io user guide**. Shinyapps.io, 2024. Disponível em: [https://docs.posit.co/shinyapps.io/?\\_gl=1\\*\\_osmyib\\*\\_ga\\*MTAxODczNTIzMC4xNzA2Mjg2OTQ2\\*\\_ga\\_HXP006LBGY\\*MTcxMDcwMzE0Mi4yNy4xLjE3MTA3MMDMyMDIuMC4wLjA](https://docs.posit.co/shinyapps.io/?_gl=1*_osmyib*_ga*MTAxODczNTIzMC4xNzA2Mjg2OTQ2*_ga_HXP006LBGY*MTcxMDcwMzE0Mi4yNy4xLjE3MTA3MMDMyMDIuMC4wLjA).
- SMITH, M. **The ultimate guide to image resolution**. Creative Bloq, 2020. Disponível em: <https://www.creativebloq.com/graphic-design/what-is-dpi-image-resolution-71515673>
- THOMAS, T. An app for optimizing UTI screening. **Nat Rev Urol** 20, 63, 2023. <https://doi.org/10.1038/s41585-022-00710-1>
- WICKHAM, H. **Mastering shiny**. O'Reilly Media, Inc., 2021
- R CORE TEAM R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2016. URL <https://www.R-project.org>
- SCHADT, E.; LINDERMAN, M.; SORENSON, J. et al. Computational solutions to large-scale data management and analysis. **Nat Rev Genet** 11, 647–657 (2010). <https://doi.org/10.1038/nrg2857>
- WSZOLA, L.S. et al. Translating statistical species-habitat models to interactive decision support tools. **Plos one**, v. 12, n. 12, p. e0188244, 2017.
- ZHAO, T.; WANG, Z. GraphBio: a shiny web app to easily perform popular visualization analysis for omics data. **Frontiers in Genetics**, v. 13, p. 957317, 2022.